



Національний університет  
водного господарства  
та природокористування

Міністерство освіти і науки України  
Національний університет водного господарства та  
природокористування

**М.О. Клименко, О.О. Бедункова**

**БІОІНДИКАЦІЯ СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗА  
МОРФОЛОГІЧНИМИ ТА ЦИТОГЕНЕТИЧНИМИ  
ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ГОМЕОСТАЗУ РИБ**

*Монографія*

**Рівне - 2017**



Національний університет

УДК 504:574.58:597.2/.5

ББК 28.081

К49

*Рекомендовано Вченою радою національного університету водного господарства та природокористування  
(Протокол № 1 від 3 лютого 2017 р.)*

**Рецензенти:**

**Наконечний І.В.** – доктор біологічних наук, професор, завідувач кафедри біології Миколаївського національного університету ім. В.О. Сухомлинського, експерт Всесвітньої організації охорони здоров'я;  
**Гриб Й.В.** – доктор біологічних наук, професор, професор кафедри водних біоресурсів Національного університету водного господарства та природокористування;

**Демченко В.О.** – доктор біологічних наук, завідувач міжвідомчою лабораторією Моніторингу екосистем Азовського басейну Одеського філіалу Інституту біології південних морів та Мелітопольського державного педагогічного університету ім. Б. Хмельницького.

**Клименко М.О., Бедункова О.О.**

**К49** Біоіндикація стану гідроекосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риб: монографія / М.О. Клименко, О.О. Бедункова. – Рівне : НУВГП, 2017. – 302 с.

**ISBN 978-966-327-356-3**

У монографії представлено результати досліджень «відгуку» представників іхтіофауни на комбінації гідрохімічних параметрів річкових гідроекосистем в межах Рівненської області, що зумовлюються рядом природних та антропогенних чинників. Основну увагу приділено аналізу морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб, як чутливих індикаторів екологічного стану водойм. Запропоновано використання інтегральної шкали діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риб, що дозволяє вести прикладні дослідження з біомоніторингу.

Робота адресована студентам і викладачам вищих навчальних закладів II – IV рівнів акредитації, аспірантам і науковим співробітникам, фахівцям водного і рибного господарства, охорони природи.

**УДК 504:574.58:597.2/.5**  
**ББК 28.081**

**ISBN 978-966-327-356-3**

© Клименко М.О., 2017  
© Бедункова О.О., 2017



## ЗМІСТ

Вступ .....	ст 6
-------------	---------

### РОЗДІЛ 1

<b>Використання риб як індикаторів стану водойм з огляду на сучасні гідроекологічні тенденції.....</b>	<b>9</b>
<b>1.1. Складнощі традиційних підходів до оцінок стану гідроекосистем .....</b>	<b>9</b>
<b>1.2. Суть і значення концепції «здоров'я» гідроекосистем.....</b>	<b>18</b>
<b>1.3. Риби як індикатори стану гідроекосистем.....</b>	<b>26</b>
<b>1.3.1. Мінливість росту іхтіопопуляцій як відображення гідрохімічних змін водойм .....</b>	<b>32</b>
<b>1.3.2. Стабільність розвитку риб як інтегральний показник при оцінках стану гідроекосистем.....</b>	<b>39</b>
<b>1.3.3. Цитогенетичний гомеостаз організму риб як показник токсобності гідроекосистем .....</b>	<b>46</b>

### РОЗДІЛ 2

<b>Умови та методи проведення досліджень .....</b>	<b>53</b>
<b>2.1. Загальна характеристика об'єктів досліджень та обґрунтування вибору репрезентативних створів ....</b>	<b>53</b>
<b>2.1.1. Природні умови річкових гідроекосистем Рівненської області .....</b>	<b>53</b>
<b>2.1.2. Обґрунтування вибору репрезентативних створів .....</b>	<b>59</b>
<b>2.2. Умови проведення досліджень.....</b>	<b>64</b>
<b>2.2.1. Аналіз видового складу та вибір представників іхтіофауни для проведення оцінки їх гомеостазу.....</b>	<b>64</b>
<b>2.2.2. Обґрунтування вибору еталонного створу.....</b>	<b>66</b>



- 2.3.** Оцінка стабільності розвитку риб за флюктууючою асиметрією парних морфологічних ознак ..... 73
- 2.4.** Мікроядерний тест еритроцитів периферійної крові риб ..... 76
- 2.5.** Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями ..... 80
- 2.6.** Використані підходи при розробці інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем..... 82

### РОЗДІЛ 3

#### **Морфологічні характеристики гомеостазу риб річкових гідроекосистем ..... 85**

- 3.1.** Оцінка рівнів флюктууючої асиметрії меристичних ознак риб..... 85
- 3.2.** Перевірка розподілу частоти асиметричного прояву ознак за математичними критеріями..... 113

### РОЗДІЛ 4

#### **Цитогенетичні характеристики гомеостазу риб річкових гідроекосистем ..... 122**

- 4.1.** Кількісна оцінка порушень ядерного апарату еритроцитів крові риб..... 122
- 4.2.** Аналіз структурних порушень ядра еритроцитів риб..... 153

### РОЗДІЛ 5

#### **Оцінка стану поверхневих вод у репрезентативних створах за гідрохімічними показниками ..... 158**

- 5.1.** Часова динаміка якості поверхневих вод за відповідними категоріями ..... 162
- 5.2.** Просторова динаміка якості поверхневих вод за відповідними категоріями ..... 176
- 5.3.** Оцінка якості поверхневих вод за групуванням речовин відповідно їх функцій у гідроекосистемах .. 189





## РОЗДІЛ 6

<b>Аналіз отриманих результатів з огляду принципів регіонального екологічного контролю</b> .....	202
<b>6.1. Функціональна залежність між показниками морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб</b> .....	204
<b>6.2. Вплив гідрохімічних параметрів на показники гомеостазу риб</b> .....	209
<b>6.3. Розробка інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб</b> .....	217
<b>6.3.1. Показники гомеостазу риб еталонної ділянки</b> .....	217
<b>6.3.2. Побудова оціночної шкали за показниками цитогенетичного гомеостазу</b> .....	220
<b>Висновки</b> .....	229
<b>Список використаних літературних джерел</b> .....	233
<b>Додатки</b> .....	272



## ВСТУП

Поверхневі води займають важливе місце серед природних ресурсів, які в значній мірі визначають економічний і соціальний розвиток регіонів, мають важливе екологічне та естетичне значення [19]. Дуже вразливими є річкові гідроекосистеми, оскільки акумулюють більшу частину забруднюючих речовин, що потрапляють на територію водозбору та інтегрують всі зміни навколишнього середовища [173]. Тривала дія комплексного забруднення річок (алохтонного та автохтонного характеру) призводить до незворотніх структурно-функціональних перебудов їх гідроекосистем [70; 260].

Система обмежень антропогенного впливу на природні води, що заснована на гранично допустимих концентраціях речовин, не має наукової основи для об'єктивної оцінки якості води та екологічного стану водойм. Більш адекватну оцінку водного середовища дають біологічні методи оцінки [39; 107; 130; 217; 266; 288].

Так, наслідки дії шкідливих елементів і з'єднань на фоні природного хімічного складу води гідроекосистем дозволяють виявляти показники гомеостазу гідробіонтів. Наприклад, для виявлення токсичних ефектів забруднення поверхневих вод, деякі світові системи моніторингу (Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP, 1992), Mid-Atlantic Highlands Assessment (МАНА, 1997), European Environment Agency (EEA, 2003), Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (ANZECC and ARMCANZ, 2000), National Research Council of Canada (NRCC, 2004)) використовують відгуки певних функціональних систем організму риб [19; 21-25].

Цілком очевидно, що достовірність подібних підходів залежить як від досвіду виконавців, так і від наявності інтегральних систем критеріальної оцінки водойм для окремих фізико-географічних зон.



Аналіз проблеми виявлення наслідків комплексного забруднення поверхневих вод доводить, що основним напрямком тут має стати розробка експрес-методів оцінки екологічного стану водойм, які розширюють можливості біомоніторингу з огляду оперативної діагностики «здоров'я» гідроекосистем.

Метою даної роботи було узагальнити сучасні тенденції в сфері практичних досліджень водних об'єктів, що базуються на обліку ключових параметрів гомеостазу прісноводних риб – звичайних мешканців цих водойм.

Репрезентативними об'єктами були обрані річкові гідроекосистеми Рівненської області, що зазнають антропогенного навантаження різної інтенсивності.

На сьогодні, вивченість даних водойм завдячує ряду дослідників, які проводили оцінку їх стану за гідрохімічними показниками, а також біоіндикацію води та донних відкладів за щільністю організмів макрозообентосу та видовим складом вищої водної рослинності. Відомі результати досліджень загальної продуктивності та видового різноманіття аборигенної іхтіофауни. Є фундаментальні роботи, в яких детально аналізується вплив природних і антропогенних факторів на формування водогосподарського режиму досліджуваних гідроекосистем. Однак, донині відсутні результати досліджень, засновані на концепції «здоров'я» гідроекосистем.

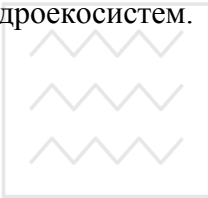
Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні завдання:

- літературний аналіз і теоретичне обґрунтування критеріїв екологічної оцінки наслідків комплексного забруднення водойм;
- аналіз факторів і умов формування гідрохімічних параметрів річок Рівненської області та обґрунтування вибору на них репрезентативних створів спостережень;



- виявлення найбільш звичайних для досліджуваного регіону представників іхтіофауни річкових гідроекосистем;
- аналіз морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб;
- екологічна оцінка дослідних гідроекосистем за нормативами показників якості прісноводних водойм України;
- з'ясування впливу показників якості води на гомеостаз риб.

Ключовим питанням роботи стала реєстрація змін показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу звичайних видів риб досліджуваних річок в умовах комбінованих ефектів забруднення їх поверхневих вод та отримання інтегральної відповіді про «здоров'я» гідроекосистем.





## ВИКОРИСТАННЯ РИБ ЯК ІНДИКАТОРІВ СТАНУ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

Надходження у водні об'єкти синтезованих побутових речовин та важких металів представляє нині головну загрозу світовим гідроекосистемам в силу їх біоаккумуляції і біомагніфікації на більш високих трофічних рівнях, що спричинює появу широкого спектру патологічних станів у гідробіонтів [4; 32; 82; 126; 165; 234]. Саме тому, антропогенний вплив на водойми, в гідроекологічній практиці, оцінюється крізь призму біологічних відповідей. Крім того, збереження біологічного різноманіття - одне з ключових завдань сьогодення [15; 118; 135].

### 1.1. Складнощі традиційних підходів до оцінок стану гідроекосистем

У водогосподарській та гідроекологічній практиці, найбільш розповсюдженою є оцінка стану гідроекосистем різних типів, шляхом порівняння вмісту хімічних елементів у воді з їх гранично допустимими концентраціями (ГДК). Зокрема, основними критеріями оцінки екологічного стану водного середовища лишаються рибогосподарські нормативи забруднюючих речовин для водних об'єктів [120; 147; 204; 244].

Так, після масової загибелі вугра європейського в озері Чорне Велике (Шацький район Волинської області України), аналіз причин зводився до визначення вмісту нафтопродуктів та важких металів у воді та донних відкладах. При цьому було встановлено, що вміст нафтопродуктів в озерній воді перевищував ГДК<sub>рибогосп</sub> більше ніж у 2,8 разів, з найвищими концентраціями у придонних шарах води та мілководдях [269].



Інгuleць, яка зазнає регулярного впливу високо мінералізованих промислових стічних вод, також зводилось до порівняння гідрохімічних показників поверхневих вод з вимогами, які висуваються до водойм рибогосподарського призначення. Якість води по створах спостережень, вздовж всього водотоку, оцінювалась в межах II-IV класів, з відповідною характеристикою за ступенем чистоти від "досить чиста" до "брудна" [190; 263].

Для оцінки гідроекосистеми р. Прут, в межах Карпатського національного природного парку, за норматив якості також приймалися ГДК для водойм рибогосподарського призначення. У результаті багаторічних досліджень, автор запропонував градацію визначення гідроекологічного потенціалу річки. Сама градація була заснована на розрахунках перевищення фактичних значень концентрацій хімічних речовин у воді над їх ГДК, з наступною сумацією результатів та діленням отриманого значення на кількість використаних показників [80].

Подібне порівняння фактичного вмісту хімічних речовин у воді з їх рибогосподарськими ГДК, проводились і на водних об'єктах Дніпропетровської та Запорізької областей [191]. На основі отриманих даних, автори розраховували коефіцієнти забрудненості води. Одночасно, у тих же пробах води визначали наявність або відсутність гострої летальної токсичності методами біоіндикації. Співставлення рівнів забрудненості і токсичності показало, що тільки у 7 випадках (23,3% із загальної кількості проб) результати оцінки якості води за обома показниками збігались. Так, всі проби води, що досліджувались, було розподілено на три групи. Перша група характеризувалась більшим рівнем токсичності, порівняно з рівнем забрудненості води (від 3 до 20 разів). До другої групи належали проби води, в яких практично однакові рівні токсичності й забрудненості. У пробах третьої групи



простежувалось перевищення рівня забрудненості води над рівнем її токсичності (від 3 до 18 разів).

Без сумніву, розглянуті вище підходи є повністю виправданими, оскільки критерії якості води для рибогосподарських цілей спрямовані на недопущення (попередження) біоаккумуляції забруднювачів у верхівці харчового ланцюга гідроекосистем – риби.

Не можна оминати і підходи теоретичної токсикометрії при оцінках стану поверхневих вод, що є розділом токсикології, який розробляє та вдосконалює методи кількісної оцінки токсичності хімічних речовин. Саме завдяки методам токсикометрії було встановлено, що речовини, наявні у воді в концентраціях у 1,5-2 рази вищих за ГДК, можна вважати чинниками малої інтенсивності, які, в разі тривалого перебування у поверхневих водах, чинять на біоту неспецифічний (хронічний) вплив [284].

Натепер, ГДК встановлено для більш ніж 1000 хімічних з'єднань [185]. При цьому, існують нормативи, які регламентують якість води окремо у водоймах господарсько-побутового та культурно-побутового використання, та у водоймах рибогосподарського призначення [272].

Якщо йдеться про явища раптового замору риби у водному об'єкті, як правило, звертаються до визначення певного набору показників, передбачених стандартом організацій України СОУ 05.01-37- 385:2006 (розробник Інститут рибного господарства УААН), що заснований на галузевому стандарті ГОСТ 15.372 – 87, який був прийнятий у бувшому СРСР [241]. Стандарт визначає основні вимоги та показники якості води для рибогосподарських підприємств. Основними хімічними показниками у рибогосподарських водоймах, що обумовлені процесом вирощування риби є перманганатна окислюваність, азот амонійний, нітритний та мінеральний фосфор [146].

Однак, не завжди раптові замори риби пов'язані з цими параметрами. Наприклад, нормовані значення показників якості води джерела водопостачання в період вирощування



коропа в полікультурі є наступними: температура - не більше

28° С, кольоровість не більше 50°, прозорість 0,75-1,0 м, завислі речовини не більше 25,0 мг/дм<sup>3</sup>, водневий показник (рН) води 6,5-8,5, розчинений кисень не менше 5,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, двоокис вуглецю не більше 25,0 мгСО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, сірководень, мгН<sub>2</sub>С/дм<sup>3</sup> – відсутній, вільний аміак (NH<sub>3</sub>) 0,05 мгN/дм<sup>3</sup>, амонійний азот (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) 1,0 мгN/дм<sup>3</sup>, нітрити, (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) 0,1 мгN/дм<sup>3</sup>, нітрати (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) не більше 2,0 мгN/дм<sup>3</sup>, фосфати (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) 0,5 мгP/дм<sup>3</sup>, залізо загальне (Fe<sup>+2+3</sup>) 1,0 мгFe/дм<sup>3</sup>, окислюваність перманганатна 15,0 мгО<sub>2</sub>/л, окислюваність біхроматна 50,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, БСК 3,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, БСК 4,5 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, кальцій (Ca<sup>2+</sup>) 50-70 мг/дм<sup>3</sup> (2,5-3,5 мг-екв/дм<sup>3</sup>), магній (Mg<sup>2+</sup>) 30мг/дм<sup>3</sup> (не більше 2,5 мг-екв/дм<sup>3</sup>), загальна твердість 5-7 мг-екв/дм<sup>3</sup>, гідрокарбонати (HCO<sub>3</sub>) 300-400 мг/дм<sup>3</sup> (4,9-6,5мг-екв/дм<sup>3</sup>), хлориди (Cl<sup>-</sup>) 50-70 мг/дм<sup>3</sup> (1,48-1,97 мг-екв/дм<sup>3</sup>), сульфати (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) 50-70 мг/дм<sup>3</sup> (1,04-1,46 мг-екв/дм<sup>3</sup>), натрій (Na<sup>+</sup>) та калій (K<sup>+</sup>) 50мг/дм<sup>3</sup> (не більше 2,0 мг-екв/дм<sup>3</sup>), мінералізація 1000 мг/дм<sup>3</sup>, загальна кількість мікроорганізмів 3,0 млн.кл./мл, чисельність сапрофітів, 5,0 тис.кл./мл.

Зазначені показники дають можливість отримати чітке уявлення про евтрофний (сапробний) стан водних об'єктів, що пов'язано із надходженням до водойм біогенних елементів та органічних речовин, які традиційно вважаються нешкідливими і проявляються у стимуляції розвитку окремих груп мікроорганізмів.

Існує думка про «універсальність» нормативів якості води, тобто придатність їх для будь-якої природної зони, будь-якої пори року, будь-якого місця розташування [207]. Наприклад, у рибогосподарських ГДК не існує різниці у вимогах до якості води для різних типів гідроекосистем [241], хоча кожна екосистема характеризується еволюційно обумовленим унікальним комплексом зв'язків між окремими компонентами [151; 242], специфічним адаптаційним потенціалом до





можливих шкідливих впливів [246; 263] та напрацьованою в часі токсикорезистентністю [236; 284].

З іншого боку, нормативи вмісту забруднюючих речовин у поверхневих водах суттєво відрізняються в різних країнах, попри уніфіковані методи їх визначення [243; 272]. Наприклад, в Україні [147; 244], порівняно з іншими країнами, Канада, США, країни ЄС занижені нормовані значення по Cu, V, Mn та ін., тоді як нормативи для Cd, Zn, Pb, I, Al завищені [240; 243]. Не співпадають нормативи якості природних вод і по ряду токсичних органічних з'єднань [150].

Вище згадувалось про 1000 з'єднань, для котрих, на сьогодні в світі, визначені ГДК. Одночасно, число речовин-забруднювачів, які здатні впливати на екологічний стан біоти у водоймах, вже перевищило мільйон найменувань та щорічно синтезується ще більше чверті мільйона нових речовин [192]. Крім того, у гідроекосистемах існує ймовірність утворення складних комплексів різних хімічних з'єднань, які принципово інакше впливають на біоценози, ніж окремі складові.

Минаючи — пояснення евтрофного та токсичного забруднення водойм, згадаємо про те, що всі речовини, які надходять у водне середовище, згодом залучаються у ланцюги різних перетворень під впливом багаточисельних факторів [138; 177; 217]. В основі цього явища знаходяться фізичні процеси (механічне перемішування, осадження, адсорбція та десорбція, фотоліз), хімічні (дисоціація, гідроліз, комплексоування, окисно-відновні реакції), біологічні (поглинання живими організмами, розклад та перетворення за участю ферментів та метаболітів), геологічні (захоронення у донних відкладах та породоутворення) [153; 154]. При цьому, не виключено можливість посилення негативної дії певних елементів, що присутні у гідроекосистемі.

Так, для гідробіонтів, токсичність цинку зростає зі зменшенням розчиненого у воді кисню, а токсичний вплив міді сильніше проявляється у м'якій воді ніж у жорсткій, де



утворюється карбонат, або гідрокарбонат міді [217]. На токсичність сірководню та сульфідів впливає реакція середовища (рН), в якому мешкають гідробіонти, причому з її зростанням, токсичність даних елементів знижується [13]. Залізо, при переході від закисних до окисних форм зв'язує кисень, що може викликати масові замори гідробіонтів, крім того, солі трьох валентного заліза діють подібно до кислоти та понижують значення рН водного середовища [17]. Незначні кількості амонію, з'єднуючись з хлором, утворюють хлорамін, токсичність якого значно вище токсичності вихідних продуктів [183]. Відомо, що комбінації між собою таких елементів як Zn, Cu та Cr, мають посилену токсичну дію на рибу, ніж кожен елемент окремо [184].

Під час проведення іхтіотоксикологічних експериментів було показано, що гольяни (*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)) можуть витримувати концентрації  $8,0 \text{ мг/дм}^3$  цинку та  $0,2 \text{ мг/дм}^3$  міді відокремлено, впродовж 8 годин. Якщо ці елементи опинялись в одному розчині, риби починали гинути за концентрацій  $1 \text{ мг/дм}^3$  цинку та  $0,025 \text{ мг/дм}^3$  міді, тобто токсичність збільшувалась майже у 8 разів [208].

Токсична дія кожної з трьох пар важких металів: Ni-Zn, Cu-Zn, Cu-Cd (всі у формі сульфатів) проявляється у значно більшому ступені, порівняно з токсичною дією солей окремих металів (більш ніж у 5 разів) [10; 284].

Наведені вище приклади взаємодії речовин у водному середовищі пояснюються явищами синергізму та адитивності, котрі, власне, і обумовлюють виникнення токсичного ефекту, його вираженість та наслідки.

Група вчених із Китаю [34] вважають, що синергізм це таке явище, коли ефект суміші перевищує суму ефектів окремих компонентів. Сучасні індійські вчені, під терміном «синергізм» вбачають здатність одного із компонентів суміші, неактивного, або того, що володіє незначною активністю, збільшувати біологічну активність другого компонента [36].



Американські науковці розуміють синергізм як явище, при якому суміш більш активна, ніж будь-який її компонент [50].

В.І. Лук'яненко, механізм синергізму та адитивності хімічних речовин, описує за наступною схемою [209]: “Якщо позначити концентрації двох речовин, що спричиняють певний ефект як  $X$  та  $Y$ , а деяку долю від цих концентрацій – як  $A$  і  $B$  (відповідно), кожна з котрих дорівнює  $I$ , то явище синергізму можна представити у вигляді рівняння  $A(X)+B(Y)<I$ . Необхідно відрізнати явище синергізму від адитивного ефекту, або простої сумачії дії двох компонентів будь-якої токсичної суміші, яка виражається рівнянням  $A(X)+B(Y)=I$ . Звідси синергізм можна визначити як понад адитивний ефект”.

Взагалі, світовими науковцями токсикологами, детально вивчений і описаний синдром багатокomпонентної хімічної чутливості (*Multiple Chemical Sensitivity* (MCS)), який виникає внаслідок комбінованої дії декількох хімічних з'єднань у концентраціях значно менших порогів їх шкідливості та проявляється у поліморфній клінічній картині (порушення адаптації, втрата імунітету і т.п.) [217; 260; 284].

Також, детально вивчено механізм, коли у змішаних розчинах хімічних елементів токсичність іонів одних речовин нейтралізується іонами інших речовин. Мова йде про антагонізм, при якому специфічна токсичність однієї речовини зводиться до мінімуму антагоністичною дією іншої.

Ґрунтовні дослідження токсичності простих та змішаних розчинів Na, K, Ca і Mg, проведені у дистильованій воді на гольянах (*Phoxinus phoxinus*), свідчать про те, що іони Ca помітно знижують токсичність розчинів Na, Mg і K [284]. У присутності розчинних з'єднань Ca значно зменшується і прояв шкідливої дії на організм риб солей Zn та Pb [209; 284].

Відомо також, що солі деяких важких металів, що чинять виражений токсичний ефект на риб у м'якій та дистильованій воді, значно менш токсичні у жорсткій та морській воді [184].



Доведено, що комплекси ціанідів з Zn та Cd менш токсичні ніж вихідні компоненти [128]. Цікаво, що суміш соляної та сірчаної кислот виявилась менш токсичною ніж дія окремої кислоти [284].

Таким чином, якщо дві хімічні речовини впливають на організм по-різному та внаслідок цього біологічна активність суміші менше біологічної активності найбільш активного її компоненту, то говорять про антагонізм:  $A(X)+B(Y)>I$  [209].

Отже, в умовах сучасної багатокомпонентності забруднення навколишнього середовища, коли основним шкідливим фактором стає не зверх нормативна концентрація традиційних полютантів, а складний “букет” синтезованих побутових продуктів, ця проблема повстає особливо гостро. Основні складнощі полягають в тому, щоб визначити які саме показники повинні бути використані для оцінки якості води, особливо коли йдеться не про оцінку її придатності для конкретного виду водокористування, а про оцінку стану водойм як середовища існування гідробіонтів [33; 119].

Детальний огляд існуючих методик нормування та класифікації гідроекосистем за гідрохімічними, екологічними та комбінованими показниками, проведений Шитіковим В.К. та Розенбергом Г.С. [288], свідчить, що основні складнощі при таких підходах пов’язані з відсівом «зайвих» (малоінформативних у кожному конкретному випадку) показників, оскільки у реальних умовах неможливо проводити спостереження за всією сукупністю забруднюючих речовин. Іншу проблему автори вбачають у коректності кількісного та якісного представлення результатів оцінок, які в окремих методиках мають своє «зашифрування» у вигляді балів, індексів, класів тощо.

Існує думка і про “уніфікованість” значень ГДК, які не враховують індивідуальні гео- та гідрохімічні особливості водойм (фонові концентрації речовин) і тим самим, можуть бути причиною необ’єктивних результатів гідроекологічних оцінок [90; 107; 167; 180].



Можливо, альтернативою тут може стати використання оптимальних та допустимих екологічних нормативів якості поверхневих вод для окремих регіонів [203; 215; 225], або проведення гідроекологічного районування басейнів водойм, враховуючи особливості формування їх гідрохімічного режиму [80; 109].

Подібні розробки, не зважаючи на свою актуальність, є вкрай малочисельними, оскільки потребують ретельного опрацювання багаторічних даних гідролого-гідрохімічних спостережень, та не нормовані відповідними керівними документами. Це, певною мірою, відображується на результатах сучасних оцінок якості поверхневих вод, які проводять суто за гідрохімічним параметрами, спираючись на загальноприйняті ГДК [85; 89; 90; 97; 100; 148].

Ще одна проблема, з якою стикається система обмежень забруднень водойм на підставі ГДК – ідентифікація фактора, який насправді є причиною змін біооб'єктів гідроекосистем (заморів риби, пониження рівнів плодючості окремих популяцій гідробіонтів тощо) [107; 208; 232].

Тому, рядом нормативних документів у багатьох країнах світу, передбачено таку складову екологічних оцінок водойм, як гідробіологічний моніторинг. Цей підхід дозволяє проводити спостереження за станом основних біотичних підсистем водойм: мікрофлори, перифітону, фітопланктону, макрофітів, зоопланктону, зообентосу [105; 106; 152; 218].

При цьому, кожна група організмів, як біологічний індикатор, має свої переваги та недоліки, що визначають межі її використання при вирішенні тих або інших завдань [226; 267]. Експертна характеристика стану гідроекосистеми полягає в загальній сумачії всіх ознак, в тому числі структурних (видовий склад, чисельність, біорізноманіття, співвідношення видів різної екологічної валентності, характеристики їх сапробності) та функціональні характеристики водних спільнот (показники продукції, деструкції та ін.) [192; 211].



Результатом проведення подібних оцінок є визначення класів, балів, рівнів, індексів, які займають проміжне положення між кількісними та якісними показниками.

Аналіз відомих методів та переваг роботи з кожною групою організмів виявляє, що індекси та показники, в основі яких лежить облік видового складу біоценозу, часто суб'єктивні, залежать від однорідності біотопа, сезону року (подекуди й від часу доби), а також від кваліфікації експерта [258]. Наприклад, популяції різних видів відрізняються за ступенем своєї поліфункціональності [289]. Ускладнюється їх використання і у випадках забруднення водойм органічними речовинами та евтрофування: чисельність одних спільнот може збільшуватись, інших – зменшуватись [27; 281].

Таким чином, розглянуті вище методи екологічного контролю водойм хоча і отримали широке поширення, через зазначені аспекти не дають вичерпної відповіді про якість води та здоров'я гідроекосистем.

## **1.2. Суть і значення концепції здоров'я гідроекосистем**

Для інтегральних оцінок наслідків забруднення навколишнього середовища в науковій літературі, останніми роками, достатньо активно використовується поняття «*ecosystem health*» – здоров'я екосистем [170; 175].

На відміну від звичних підходів, які зводяться до понять «екологічний стан», «екологічний статус», «токсобність екосистеми», «трансформація екосистеми» тощо, в рамках концепції здоров'я екосистем обґрунтовуються кількісно змінні інформативні критерії порушень у біологічних системах, а також інтегральні кількісні значення дози впливу, які відображають наслідки комплексного забруднення і ті умови середовища, на фоні котрих діють забруднючі елементи і спокуси [4; 75; 231; 232].

Історія походження терміну «здоров'я екосистем» пов'язана із важливістю питання раціонального обмеження



антропогенних впливів на екосистеми, що у світовій практиці бере початок від концепції критичних навантажень, затвердженій на робочій нараді ООН у 1988 р. [47].

Попри те, що величини «критичного навантаження» мають різні трактування в окремих дослідників, методологічний підхід до їх визначення зводиться до виявлення двох основних інтегральних складових у поведінці екосистеми: фактору антропогенного навантаження на навколишнє середовище та відгуку, що визначає функціональну стійкість, продуктивність та різноманіття біотичних елементів [15].

Як приклад, наводимо визначення та вислови різних авторів про те, що таке «здоров'я» екосистем, які стисло та лаконічно передають зміст адаптацій екосистем до змін:

- “екологічна система здорова ... якщо вона стабільна та стійка, тобто якщо вона активна та здатна підтримувати свою організацію, автономна впродовж часу та стійка до стресу” [32];
- “здорова екосистема – це така екосистема траєкторія якої у напрямку до клімаксу відносно безперешкодна та чия структура гомеостатична до впливів. Це дозволяє їй повертатися назад, до більш ранніх сукцесійних стадій” [70];
- “здоров'я екосистеми означає її процвітаючий стан та життєздатність” [39];
- “здорова екосистема - екосистема, яка є життєздатною та пружною, підтримуючи екологічну структуру та функціонування протягом часу” [50];
- “здоров'я екосистеми це стенографія її добрих умов” [33];
- “здоров'я екосистеми” це інтегрована відповідь на питання про стан наземних чи водних середовищ під впливом різного роду екологічних факторів, за реакціями рослинних чи тваринних організмів, яка може бути екстрапольована на людину [158];



“здоров’я екосистеми” це її властивість зберігати свою структуру, а також демонструвати здатність до відновлення системи після пертурбацій” [28];

- “здоров’я екосистеми” це функціональний резерв екосистеми витримувати стрес” [18].

Необхідно зробити доповнення, що незважаючи на простоту та інформативність терміну, його сприйняття буває і скептичним: “... здоров’я екосистеми – це метафора, а не властивість, що спостерігається” [65].

Відомо, що при помірних техногенних впливах у екосистемах включаються компенсаційні механізми, а в їх популяціях змінюються межі гомеостатичних реакцій та інтенсивності відтворення [138]. Коли тиск антропогенних факторів виводить екосистему за межі природної структурно-функціональної організації, відбувається порушення структури популяцій, змінюється їх генетичний склад та пригнічується процес відтворення [125; 294].

Так, Клименко М.О. [166] означає властивість до відновлення екосистем терміном «стійкість», а непорушність передачі енергії по її ланцюгам терміном «стабільність». Мінливість екосистеми вчений розглядає як «біфуркаційні зміни», які на фоні впливу дестабілізуючого фактору забезпечують систему механізмами стабілізації.

Подібні наукові позиції сучасні вчені розділяють і при оцінках антропогенних змін водойм. Зокрема, Розенберг Г.С. [118, с. 5-29] розглядає стійкість гідроекосистем крізь їх адаптаційну здатність до стресових умов та забезпечення утилізації речовин, що надходять до водойм ззовні.

Балушкіна Є.В. [118, с. 69-101] застосовує поняття «стійкий розвиток гідроекосистем», в рамках якого розглядає здатність системи підтримувати природне біорізноманіття, структуру та функціонування водних спільнот на фоні збереження якості води.

Цілком очевидно, що для об’єктивних оцінок екологічного стану водойм, потрібні знання діапазонів природної





мінливості як окремих груп організмів, так і їх біоценозів. У свою чергу, складність та багатомірність біотичних процесів, які мають місце у водоймах за умов їх антропогенних змін, не могли не вплинути на розвиток гідроекологічної термінології.

Провідні світові системи моніторингу поверхневих вод [19; 21-25] активно використовують термін «здоров'я гідроекосистем» при тривалій дії забруднень води токсичного характеру. Їх програми спостережень включають різні критерії оцінки «здоров'я» водойм, які структуруються за рівнями біологічної систематизації гідробіонтів: зміни на молекулярно-клітинному рівні; індивідуальні патології; перебудови у популяціях; реорганізація суспільств тощо. При цьому передбачається, що зазначені критерії відображують причинно-наслідкові зв'язки гідроекосистеми під сумісною дією природних та антропогенних факторів [5; 6; 9; 21; 22; 67].

Попри те, що термін «здоров'я гідроекосистем» є відносно новим у гідроекології, його суть відображує базові інтегральні складові у функціонуванні водойм: рівень антропогенного навантаження та відгук, продуктивність і різноманіття біотичних елементів.

Наукові праці, що використовують даний термін поки що небагатовисвітлені. Автори, здебільшого, користуються звичними поняттями та критеріями оцінок стану гідроекосистем. Дехто вважає основним критерієм класи якості поверхневих вод, встановлені за набором гідрохімічних показників, що зводяться до кількісних параметрів оцінки [103; 136; 259]. Інші обмежуються методами біоіндикації або біотестування, які дають якісну характеристику екологічного стану водойм за сумою ознак порушень в підсистемах [111; 134]. Достатньо велику кількість робіт присвячено вивченню видового різноманіття гідробіонтів різних таксономічних груп, де основними критеріями оцінки стану водойм є їх трофність або сапробність [27; 30; 78; 224]. І лише окремі автори акцентують увагу на необхідності інтегральних



підходів, які б могли в повній мірі надати уявлення про стійкість та стабільність водойм та виявити невідомі фактори середовища, які впливають на біотичну складову гідроекосистем [53; 62; 229; 289].

Аналіз літературних даних, що висвітлюють подібні наукові підходи, дозволяє виділити елементи становлення терміну «здоров'я гідроекосистем», які, в повній мірі передають його зміст:

1) виявлення всіх несприятливих процесів у водному середовищі (як прямих так і опосередкованих) та обґрунтування хімічних критеріїв якості води (комплексна факторизація впливу з врахуванням сумарної, синергетичної або антагоністичної дії всіх компонентів);

2) діагностика стану екосистеми та обґрунтування найбільш інформативних біологічних критеріїв, які об'єктивно відображують стан екосистеми (числових значень, що розмежовують «норму і патологію» та визначають поріг незворотних змін);

3) визначення критичних рівнів багатофакторного забруднення вод на підставі доза-ефектних залежностей між якістю водного середовища (за хімічними критеріями) та станом організмів, популяцій та спільнот (за біологічними критеріями).

Ключовим питанням при цьому є обґрунтування критеріїв оцінки наслідків антропогенних впливів, засноване на пізнанні закономірностей антропогенної мінливості біологічних систем, стійкості та механізмів адаптації; визначення «норми і патології» організмів, або якісно нових станів суспільств.

За визначенням науковців США [62] термін «здоров'я гідроекосистем» означає ступінь подібності репрезентативної водойми з еталонною водоймою того ж типу, особливо в аспектах біологічного різноманіття та екологічного функціонування.



Моїсеєнко Т.І. [229; 232] детально проаналізувавши вплив, що чинить кожний окремий фактор на функціонування водойм різних типів, приходять висновку, що «здоров'я гідроекосистеми» – це її збалансоване функціонування за умов пролонгованого впливу слабких доз забруднення та незадовільної якості води.

Решетніков Ю.С. [118, с. 177-180] розглядає «здоров'я гідроекосистем» як узагальнюючий показник ступеня екологічної сприятливості водойм.

Згідно концепції критичних навантажень, бачення згаданих вчених та нашого поняття терміну «*ecosystem health*», найбільш інформативну базу для розуміння наслідків забруднень водойм та обґрунтування критеріїв їх оцінки надає відстеження цілісної картини змін на всіх рівнях організації живих організмів гідроекосистем (рис. 1).

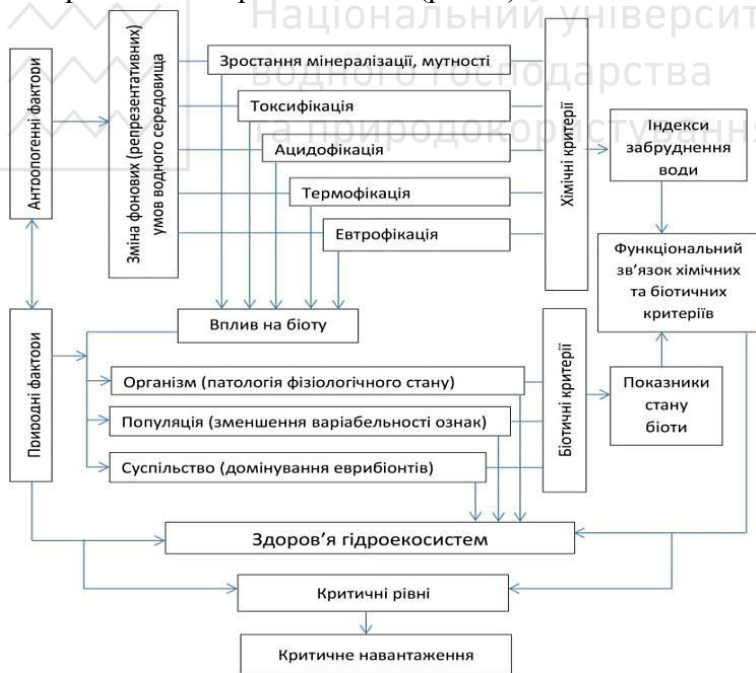


Рис. 1.1. Блок-схема змісту терміну «здоров'я гідроекосистем»



Зазначені на схемі блоки свідчать про необхідність виконання достатньо масштабних у теоретичному та практичному плані досліджень. Саме тому, для адекватного відображення дози впливу на біологічні системи сумарної, синергетичної або антагоністичної дії всіх факторів прямої та опосередкованої дії, необхідно оперувати стислим терміном передачі цієї різносторонньої інформації. В якості такого терміну, цілком логічним є запозичення поняття «*ecosystem health*» та вжиття його для означення інтегральної характеристики стійкості та стабільності гідроекосистем.

З огляду на загальні принципи термінології, будь-який термін повинен ґрунтуватись на логічному, інформаційному й систематизованому рівні, мати дефініцію, яка чітко окреслює його значення, мати еквіваленти з відповідних міжнародних еталонів та терміни-синоніми, а також описуватись формулою, або схемою [139].

Таким чином, всі розглянуті аргументи задовольняють наведеним принципам та дозволяють означити термін наступною дефініцією: **здоров'я гідроекосистеми** це інтегральна характеристика збалансованості структурно-функціональних зв'язків у водоймі на фоні присутності чи післядії дестабілізуючих змін, що встановлюється за відгуком біоти і дає можливість оцінити реакцію гідроекосистеми на дію стресових факторів.

На нашу думку, становлення терміну «здоров'я гідроекосистем» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних навантажень, вдосконалює процедуру нормування потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Сукупність таких дій, по суті, являє собою біомоніторинг, що зводиться до відстеження динаміки екологічного стану водойм, як високоорганізованих систем [267].

З прикладів подібних робіт, особливої уваги заслуговують практичні спроби оцінити лімітуючий рівень досліджуваного



фактору забруднення гідроекосистем, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень» [125; 253]. Враховуючи важливість цього питання для забруднених поверхневих вод, як приклад організації комплексних гідроекологічних біоіндикаційних досліджень, в результаті яких були сформульовані науково обґрунтовані природоохоронні рішення, необхідно навести роботи з оцінки екологічного стану водойм Балтійського регіону [1], водойм північної частини Євразії [230], водойм центральної частини України [127] та гідроекосистем малих водосховищ степової зони України [254], ріки Ішим Тюменської області [282] та водойм техногенної радіаційної аномалії на південному Уралі [270; 271].

Згадані роботи свідчать про те, що оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти гідроекосистем ускладнюється просторово-часовим фактором, оскільки реакції організмів на дію одного антропогенного фактора можуть суттєво відрізнитись в різних екологічних умовах.

Приймаючи до уваги критичні зауваження, які адресовані концепції ГДК, необхідно згадати також і погляди, згідно котрих нормативи ГДК, попри всі недоліки, лишаються важливими орієнтирами для планування діяльності, пов'язаної з управлінням якістю поверхневих вод [212; 214; 225] та розрахунками водокористування [192; 290].

Ідея цього підходу полягає в тому, що потрібно не очікувати погіршення екологічного стану водойми на основі несприятливих прогнозів, а впливати на гідроекосистему шляхом зменшення шкідливих впливів до екологічно допустимих рівнів, тобто «виліковувати» біоценози [14; 242].

Говорячи про перспективи досліджень гідроекосистем, нам вважається за необхідне напрацьовувати та застосовувати методологію найбільш адекватної індикації для окремих фізико-географічних регіонів, коли за відгуком біоти на дію невідомих факторів середовища діагностується «здоров'я» гідроекосистеми, а також передбачаються зміни екологічного



стану водойми у найближчому та віддаленому майбутньому. Нижче піде мова про засоби такої діагностики.

### 1.3. Риби як індикатори стану гідроекосистем

Багаторічний досвід гідроекологічних досліджень свідчить, що об'єктивну оцінку стану водойм, як середовища існування живих організмів, дають біологічні методи оцінки якості води. На думку багатьох вчених, відобразити формування стану гідроекосистем внаслідок дії забруднень та їх комбінованих ефектів дозволяє з'ясування токсикорезистентності водної флори і фауни [217; 231; 267; 284].

В таблиці 1 представлені основні ознаки зміни стану гідроекосистем на різних рівнях їх ієрархічної організації (від організмів до популяцій і спільнот) під впливом антропогенного забруднення, які прийнято використовувати при оцінках гідроекосистем.

Не існує єдиного універсального критерію по відношенню до оцінок всіх антропогенних впливів. Наприклад, при оцінках евтрофування водойм найбільш чітку картину формують зміни фітопланктонних угруповань [27; 38], закислення вод – зоопланктонного населення [78], токсичного забруднення – порушення в організмі риб [209; 217].

Численні публікації свідчать про успішне використання риб, як індикаторів порушень «здоров'я» екосистеми [20; 31; 51; 228]. Як зазначає В.І. Лукьяненко [209], це обумовлене наступними причинами: 1) риби мають тривалий життєвий цикл і через це здатні накопичувати шкідливі речовини протягом значного періоду часу; 2) різні види риб мають неоднакову чутливість до різних антропогенних токсикантів і тому можуть використовуватись як біоіндикатори різного ступеню антропогенного забруднення водойм; 3) риби мають неоднакову чутливість на різних етапах онтогенезу, що розширює можливості використання цих тварин для біоіндикації.

Таблиця 1.1

Основні ознаки змін стану організмів, популяцій та екосистем в умовах антропогенного стресу і показники, що можуть використовуватись для оцінки “здоров’я” гідроекосистем [232]

Рівень організації	Основні структурно-функціональні зміни	Показники вимірювань
Умови середовища	Відхилення фізико-хімічних показників від фонових, поява нової властивості – токсичності	Високі концентрації токсичних речовин у воді, зміни рН, мінералізації, іонного складу, мутності, концентрації біогенних елементів та ін.
ОРГАНІЗМ	Гострі ефекти	Загибель
	<b>Хронічні ефекти:</b> ·молекулярні; ·генетичні; ·клітинні; ·патолого-анатомічні.	<b>Ознаки порушення компенсаторних реакцій гомеостазу, в тому числі:</b> ·порушення біохімічного статусу; ·мутації, новоутворення; ·порушення клітинної структури органів і тканин, показників крові; ·патологічні зміни органів, фізіологічне відхилення.
	<b>Компенсаторні реакції:</b> ·посилення процесів катаболізму; ·перерозподіл енергетичного бюджету на підтримання метаболізму із втратами у пластичному рості та дозріванні; ·активація детоксикаційного механізму, підвищення енергетичних затрат на детоксикацію та виживання в субтоксичних умовах середовища.	<b>Прояв гомеостатичних реакцій, зокрема:</b> ·збільшення вмісту катехоламінів, адреналін та норадреналінів, АТФ, кортикостероїдів та ін.; ·підвищення споживання кисню, тахікардія; ·посилення вентиляції зябрів; ·згущення крові, високий вміст молодих клітин та лейкоцитів у руслі крові; ·високий вміст ензимів, низькомолекулярних білків.

продовження табл. 1.1

ПОПУЛЯЦІЯ	<p><b>Хронічні ефекти:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· підвищена елімінація особин популяції;</li> <li>· скорочення тривалості життя окремих особин;</li> <li>· зниження швидкості росту та порушення термінів дозрівання гонад або репродуктивна нездатність окремих особин у популяції.</li> </ul>	<p><b>Ознаки пригнічення</b>, в тому числі:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· пригнічення відтворення, високий рівень втрат;</li> <li>· порушення у співвідношеннях дорослих особин та статей, збільшення кількості незрілих особин;</li> <li>· скорочення розмірної і вагової структури та ін.</li> </ul>
	<p><b>Адаптивні реакції:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· виживаність рано дозріваючих дрібнорозмірних особин, що забезпечують підтримання чисельності та популяційної плодючості;</li> <li>· селекція толерантних особин.</li> </ul>	<p><b>Ознаки перебудови структури популяції:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· скорочення чисельності;</li> <li>· збільшення частки вперше дозріваючих особин у ранньому віці;</li> <li>· переважання дрібно розмірних особин молодших вікових груп;</li> <li>· переважання самок та ін.</li> </ul>
	<p><b>Поведінкові реакції:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>· зниження ефективності пошуку та утилізації ресурсів;</li> <li>· зниження ефективності уникнення хижаків або пошуку жертв;</li> <li>· порушення міграційної та нерестової поведінки.</li> </ul>	<p>· посилення вищезазначених порушень в структурі популяції</p>



продовження табл. 1.1

ЕКОСИСТЕМА	<p><b>Енергетичні:</b>          посилення дихання спільнот та розбалансування співвідношення до дихання;          зростання значущості сторонньої енергії.</p>	<p><b>Зміни у співвідношенні продукції (P) до витрат на дихання (R):</b>  <math>P/R &gt; 1</math> або <math>P/R &lt; 1</math></p>
	<p><b>Поживні:</b>          прискорення обороту елементів живлення, скорочення їх циклу в екосистемі;          втрати біогенних елементів.</p>	<p>високе співвідношення мінеральних форм азоту та азоту до їх загального вмісту, підвищення їх стоку</p>
	<p><b>Продукційні:</b>          посилення синтезу та експорту первинної продукції;          збільшене споживання енергії на підтримання біомаси екосистеми.</p>	<p>високе співвідношення первинної продукції біомаси до сумарної;          високе співвідношення продукції до біомаси, або дихання до біомаси та ін.</p>
	<p><b>Структурні:</b>          зниження видового різноманіття та спрощення спільнот;          вкорочення харчових ланцюгів;          збільшення видової домінантності;          зростання значення дрібних форм у суспільствах, що забезпечує прискорений оборот біомаси.</p>	<p>низькі показники індексу біорізноманіття;          порушення рангового розподілу;          зміни у співвідношеннях мирних та хижих форм;          високий відсоток домінування еврибіонтних видів;          зниження умовної індивідуальної маси організму у спільноті та ін.</p>



До того ж, риби, передусім хижі, займають верхній рівень у трофічній системі водойм.

У іхтіотоксикологічній практиці розрізняють риби високочутливі – лососеві (форель, пелядь), голец, судак, плітка, піскар, верховодка; середньочутливі – голянь (вік 1+), лящ, окунь, краснопёрка; слабо чутливі – голавль (вік 2+), короп, карась [287].

В умовах антропогенного забруднення водного середовища стійкість організму риб визначається здатністю ефективно метаболізувати та виводити токсичні речовини, які надходять до організму [219]. Певні патологічні зміни в їх тілі дозволяють визначити ступінь токсичності водного середовища, оцінити кумулятивні ефекти [198], а також сформувати уявлення про потенційну небезпеку групи речовин, що надходять до водойм і для людини [102; 111]. Перерозподіл токсичних речовин між тканинами риб може бути використано і для оцінки тривалості негативної дії забруднень у водоймі [130; 232].

Причинами летальних наслідків для риби можуть бути незворотні – ураження якоїсь конкретної функціональної системи організму, яка виявляється більш піддатливою до порушення за хронічного токсичного впливу (у відповідних умовах за певний проміжок часу) [124].

Нині в Україні відмічається зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем [113; 117; 127; 130; 137; 141; 142; 274]. Разом з тим, дехто з них відмічає тут певні складності.

Так, у роботах [141; 142] висвітлені основні недоліки використання іхтіологічних індикаторів на популяційному рівні, які зводяться до проблеми вибору “еталона” для порівняння результатів оцінки та проблеми визначення оптимального рівня антропогенного перетворення гідроекосистем. Аналізуючи існуючі підходи та методи, автор пропонує 5 показників популяційного та ценотичного рівнів



іхтіофауни, що дозволяють судити про різні зміни у водоймі: 1) розмірне різноманіття особин популяції; 2) розмірно-масова структура популяції; 3) співвідношення статей; 4) індивідуальна морфологічна мінливість особин та число феносів; 5) видова й таксономічна різноманітність.

Відомо, що зв'язок показників різноманіття та сталості (стабільності) екосистем має не завжди відповідний, а інколи й суперечливий характер [138]. Сталість біосистем збільшується зі збільшенням різноманіття [135], але разом з тим відмічається, що не завжди різноманітність формується за рахунок стабільності екосистеми [79; 104; 125].

Рядом крупних Міжнародних проектів (MOLAR, LIMPACs, AMAP, ICP-Water та ін.) в рамках екосистемного інтегрованого підходу, при оцінках екологічних наслідків забруднення вод перевага надається дослідженню риб на рівні організму [67].

З огляду на цей факт, вчені продовжують вдосконалювати підходи системних досліджень іхтіопопуляцій на рівні окремих особин та пропонують інформативні засоби контролю водних ресурсів. Так, в результаті багаторічних експериментальних досліджень [232] було запропоновано дворівневий методичний підхід, який поєднує можливість отримання масового іхтіологічного матеріалу та встановлення точного діагнозу стану водойм. Автором відокремлений перший макрорівень обстеження індивідумів – за яким захворювання виявляються на основі масового візуального обстеження організмів, а попередній діагноз встановлюється за клінічними та патологоанатомічними симптомами отруєнь. Другий макрорівень діагностики включає в себе гематологічні, гістологічні, біохімічні та інші методи. Тобто, зміни патофізіологічних показників риб реєструються численними значеннями, які пропонується використовувати для діагностики «здоров'я» гідроекосистем.

Однак, більшість з цих методів, особливо біохімічні та фізіологічні, є вузько спеціалізованими та достатньо



складними, тому не можуть широко використовуватись у дослідженнях природних водойм. Тут йдеться про необхідність у спеціальних навичках дослідника, значних матеріальних затратах та тривалості виконання досліджень. До того ж, на нашу думку, відсутність чіткої програми іхтіологічного моніторингу для окремих фізико-географічних регіонів є перешкодою для адекватної оцінки «здоров'я» гідроекосистем.

Спираючись на вище наведений аналіз проблеми, а також на засади біоіндикації, можна виділити найбільш показові та відносно прості методи оцінок стану гідроекосистем з використанням риб в якості біоіндикаторів.

### **1.3.1. Мінливість росту іхтіопопуляцій як відображення гідрохімічних змін водойм**

Індикація екологічних умов, як правило, починається з оцінки стану видового різноманіття та характеристик життєвих циклів верхівки трофічних ланцюгів, закономірностей індивідуальної, групової мінливості та диверсифікації на різних стадіях онтогенезу окремих організмів [106; 140].

При цьому, одними з найбільш мінливих характеристик організму риб виявляються лінійні та вагові показники [140]. Так, розмірне різноманіття риб обумовлене впливом на процес росту як генетичних факторів, так і факторів середовища [137; 254]. У класичному розумінні, ріст риб розглядається як частина фізіолого-біохімічних процесів, що протікають згідно з законом збереження енергії [287]. Основна суть балансової теорії росту полягає в тому, що для організму риби має зберігатися рівність між енергією, що поглинається з їжею та її витратами на фізіологічні функції, ріст, виділення продуктів обміну тощо [240].

Тому, розмірно-вагові, або морфометричні ознаки справедливо вважаються сумарним відображенням специфіки образу життя риб, індикатором стану популяції, що



формується внаслідок дії цілого комплексу екологічно вагомих факторів середовища.

Нині, з проблеми морфометрії риб накопичений значний об'єм літературних даних, який доводить, що питання, пов'язані з мінливістю ознак є зручними методичними підходами при різнопланових дослідженнях. Систематизація відомих досліджень при вивченні мінливості морфометричних ознак риб дозволяє виділити такі основні напрямки: 1) вивчення географічної (в основному широтної) мінливості видів з широким ареалом; 2) вивчення мінливості, що пов'язана з локальними варіаціями умов; 3) вивчення мінливості, що пов'язана зі змінами умов в часі; 4) вивчення мінливості штучних групувань та популяцій; 5) аналіз мінливості морфометричних показників при моделюванні умов середовища мешкання.

З позицій оцінки «здоров'я» гідроекосистем, без сумніву, найбільший інтерес становить другий пункт, який повинен спиратись на вивчення закономірностей формування розмірного різноманіття природних групувань риб в межах окремих видів залежно від екологічних умов [87].

Однак, у природних умовах на риб діє безліч факторів, які впливають на їх обмін речовин та ріст, тобто спостерігається комплексний вплив явищ неживої природи, опосередкований через біотичні фактори [140]. Відомо, що температура обумовлює швидкість обмінних реакцій (контролюючий фактор) та ускладнює процеси внутрішньої регуляції (маскуючий фактор), зміни освітлення впливають на функціонування ендокринної системи (направляючий фактор), у той час, коли такі фактори як вміст кисню, маса тіла та раціон, можуть стримувати ріст (лімітуючий фактор).

У більшості робіт щодо вивчення впливу гідрохімічних факторів на темпи росту риб, наявні дані, які доводять визначальне значення забруднень, пов'язаних із діяльністю людини. Звичайно, як у природних умовах, так і в експерименті, спостерігається зниження темпів росту риб за



Причинами зниження темпів росту за погіршення якості води, як правило, виявляються: зменшення кількості доступної їжі, погіршення апетиту риб, пониження харчової активності та здатності знайти і вхопити жертву, пониження ефективності утилізації їжі та здатності нормального її перетравлювання і засвоєння.

Так, дослідження на двох гідрологічно ідентичних ділянках р. Пілиця [56], що відчувають різний ступінь впливу побутових забруднень, виявили суттєве відставання в рості плітки з брудної ділянки. Раннє дозрівання та пригнічення темпу росту сигових (*Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758)) спостерігались у водоймах Кольського півострова, які відчували аеротехногенне забруднення комбінату з виробництва нікелю [167]. Уповільнення темпів росту молоді (масою 5-13 г) райдужної форелі (*Parasalmo mykiss* (Walbaum, 1792)) спостерігалось при її утриманні у м'якій підкисленій (рН 5,2) воді із сублетальною дозою алюмінію (38 мг/дм<sup>3</sup>) [74].

Результати робіт окремих дослідників доводять, що не завжди зниження темпів росту того, або іншого виду риб є наслідком погіршення значень гідрохімічних параметрів води. Наглядним прикладом цього може бути несподівана реакція риб на закислення оліготрофних озер південної Фінляндії, серед яких виділяли групу сильно закислених (6 озер з рН < 5), помірно закислених (5 озер з рН < 6) та нейтральних (5 озер з рН > 6). Виявилось, що серед 16 досліджуваних водойм, темп росту річкового окуня (*Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758)) в озерах перших двох груп був вищим [57]. Аналогічна ситуація спостерігалась і на одних й тих самих водоймах, вода котрих ставала більш кислішою. Через чотири роки після підкислення озер (рН знизилось до 4,7-4,8) було помічено прискорення росту окуня [58]. Автор допускає, що темп росту прискорився через зниження чисельності риб (внаслідок закислення) та послаблення внутрішньо- та міжвидової



Іншими дослідженнями встановлено, що оптимальні умови для росту риб відповідають значенням рН води вище 4,5 та концентрацій Al і Fe < 1,0 мг/дм<sup>3</sup> [31].

Цікаві дані отримані при вивченні впливу токсичного забруднення гідроекосистеми Каспійського моря на біохімічні та морфофізіологічні порушення кутума (*Rutilus frisii kutum* (Kamensky, 1901)) і бичка-кругляка (*Gobius cephalarges* (Pallas, 1814)). Так, при відносно низьких концентраціях нафти (0,05-1,0 мг/дм<sup>3</sup>) зміни процесів росту носили адаптивний характер: ріст на певних етапах прискорювався, а при хронічному впливі – уповільнювався. При високих концентраціях нафти (від 40 мг/л та вище) ріст риб суттєво уповільнювався і навіть припинявся (400, 800 мг/л) [198].

Необхідно зазначити, що вплив хімічних факторів на ріст риб може варіювати також з інших причин, частина яких поки не має достатнього пояснення. Наприклад, популяція чукучана (*Catostomus commersoni* (Lacepède, 1803)) при підвищених концентраціях цинку та міді, обумовленими надходженням з атмосферним осадженням, демонструвала збільшення темпів росту і плодючості, при цьому риби раніше досягали статевої зрілості. Рудні води, які містили ті самі концентрації даних елементів, спричинювали уповільнення росту, зменшували плодючість, але термін дозрівання особин лишався таким самим [35].

Досить цікаву картину динаміки зміни приростів маси тіла риби у часі залежно від різних концентрацій токсикантів було отримано в модельному експерименті: значення питомої швидкості росту молоді гуппі (*Poecelia reticulata* (Peters, 1859)) в акваріумах з концентрацією Cu<sup>2+</sup> 0,1 мг/дм<sup>3</sup> на другий тиждень знижувалось до 30%, на третій тиждень зростало майже на 50%, а на четвертий тиждень знову зменшувалось на 20%. В акваріумах з концентрацією токсиканту 0,001 мг/дм<sup>3</sup> та в контролі спостерігали коливання значень показника питомої швидкості росту: на початку експерименту питома швидкість росту помітно збільшувалася, потім різко



знижувалась і знову стрімко зростала. За наявності в акваріумах  $\text{Cd}^{2+}$  у різних концентраціях, істотних змін маси тіла риб не спостерігали. Проте, вивчення зміни значень динаміки питомої швидкості росту риб дали авторам експерименту підставу стверджувати, що в акваріумах з найбільшою концентрацією  $\text{Cd}^{2+}$  значення цього показника постійно знижується, а за найменшої концентрації та в контролі різко зростає [81].

Достатньо значний вплив на ріст та життєдіяльність риб здійснює вплив у воді вуглекислого газу ( $\text{CO}_2$ ), але й тут можна спостерігати різну силу та спрямованість впливу цього фактору. Так, хронічний вплив підвищених рівнів  $\text{CO}_2$  корелював з нижніми індексами росту багатьох видів риб, які відрізнялись від їх темпів росту за концентрації вуглекислого газу від 21 до 58%. Зокрема, у цьоголіток камбали (*Pleuronectes platessa* (Linnaeus, 1758)), що утримувалась у воді з різними концентраціями розчиненого вуглекислого газу:  $\sim 3000$ ,  $15000$ ,  $25000 \mu\text{atm}$  (відповідно, 5, 26 та  $42 \text{ мг/дм}^3$ ), зі зростанням величини  $\text{CO}_2$  зменшувалось споживання корму на фоні активізації катаболізму білку [64]. Очевидно, як і у випадку з підвищеною кислотністю, риби можуть адаптуватись до впливу хімічних факторів після певного часу. Крім того, при впливі "хімічних стресів" риби понижують свою спонтанну рухову активність та, як наслідок, більша частина енергії може бути використана для росту [61].

Відомі дані про вплив різних хімічних речовин на індивідуальну мінливість розмірів риб. При насиченні води  $\text{NO}_2$  у концентраціях від 15 до  $130 \text{ мг/дм}^3$ , відмічалось пригнічення росту *Danio rerio* (Hamilton, 1822) на 28 день утримання риб у водному середовищі, починаючи з концентрації діоксину азоту  $73 \text{ мг/дм}^3$ , із експоненціальною залежністю між швидкістю росту риб та концентрацією  $\text{NO}_2$ , з величиною апроксимації  $R^2=0,896$  [73].

На значному експериментальному матеріалі доведено, що питома швидкість росту молоді риб є високочутливим





біопродукційним параметром до наявності у воді таких токсикантів, як шестивалентний хром, нікель і свинець [127]. За наявності у воді іонів полівалентних металів ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{7+}$ ) посилюється інгібуючий ефект каталітичного перекисного окиснення на лінійний і ваговий ріст молоді риб різних екологічних груп [254].

Є цікаві дані і про реакцію морфометричних показників риб на дію пестицидів для боротьби з фітопатогенними грибами. Аналіз впливу різних препаратів виявив достовірні зміни темпів лінійного та вагового росту дослідних передличинок бестера. Так, димоксистробін в концентраціях 0,0005 мг/л і 0,001 мг/л спричинював зниження темпів вагового росту, при цьому лінійний ріст не змінювався. Флуоксастробін у концентрації 0,1 мг/л викликав статистично достовірне зниження темпів лінійного і вагового росту дослідних організмів. У розчинах димоксистробіну з концентрацією 0,0001 мг/л, трифлуксостробіну і піроклостробіну з концентрацією 0,0005 мг/л, флуоксостробіну 0,01 мг/л і 0,05 мг/л за всіма вивченими показниками у предличинок бестера відхилень від норми не спостерігалось [283].

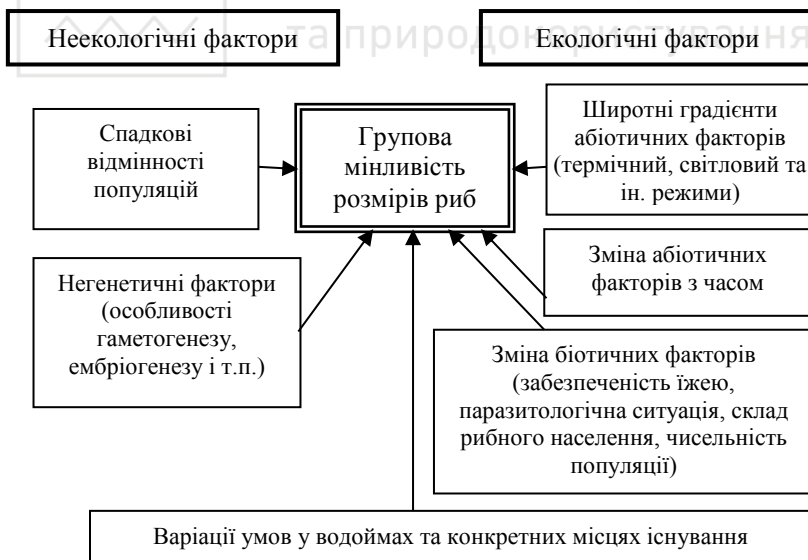
Проведене порівняння загальних концентрацій і обсягів скидання забруднюючих речовин у стічних водах ВАТ «Дніпроважмаш» із морфометрією та біомасою молоді риб прибережних угруповань Дніпровського водосховища за 2007-2011 рр. виявило пряму залежність між цими показниками. Розраховані коефіцієнти кореляції для цих значень підтверджують сильний позитивний зв'язок між наведеними параметрами: коефіцієнт кореляції дорівнює 0,62 (коефіцієнт детермінації 38,4%), для маси забруднюючих речовин та іхтіомаси 0,92 (84,6%) [102].

Широко розповсюдженим наслідком індустріальної діяльності людини є радіація. Як фактор впливу на ріст риб вона може діяти прямо або через зміну життєвих циклів риб. Так, багаторічні спостереження за коропами, які



утримувались у водоймі-охолоджувачі Чорнобильської АЕС, показали, що білі товстолобики (*Hypophthalmichthys molitrix*) після опромінення стали дозрівати при значно менших розмірах, ніж особини зі звичайних популяцій [88]. При моделюванні групової та індивідуальної мінливості морфометричних ознак річкової риби під впливом радіонуклідів ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$  та інших) було помічено, що ці параметри в більшій мірі залежать від таких абіотичних факторів, як об'ємні витрати та температура води [63].

Одночасно помічено, що фактори, які діють в рамках «локальних варіацій», часто можуть і не призводити до суттєвих змін морфометричних ознак риб [60, 94]. Очевидно, справа в тім, що як абіотичні, так і біотичні фактори впливають на риб одночасно, а «негативний» вплив одного фактору часто може бути компенсований «сприятливим» впливом іншого (рис. 1.2).



**Рис. 1.2.** Схема, що ілюструє процес формування групової мінливості розмірів риб [140]



Отже, в проаналізованій літературі чітко простежується впевнена думка, що мінливість морфометричних ознак риб є однією з найбільш показових та чутливих характеристик впливу антропогенних факторів на екосистеми. Тому, можна узагальнити, що вивчення морфометричної мінливості риб є виправданим підходом, який дає можливість описувати та контролювати зміни у гідроекосистемах за умови проведення оцінок у чітко окреслених локальних умовах.

### **1.3.2. Стабільність розвитку іхтіопопуляцій, як інтегральний показник при оцінках стану гідроекосистем**

Стабільність розвитку організмів є однією з найбільш показових характеристик організмів, що підтримується на базі генетичної коадаптації при оптимальних умовах розвитку: “стабільність розвитку – це здатність організму до формування фенотипу без онтогенетичних порушень та помилок” [76]. Показником стабільності розвитку може бути флуктуюча асиметрія (ФА) – незначні неспрямовані відхилення від білатеральної симетрії у будові різних морфологічних структур [71]. Вважається, що показник ФА є мірою стабільності розвитку не окремої особини, а одновидової групи особин. Підвищення ФА на груповому рівні вказує на дестабілізацію процесу розвитку в популяції, від стану якої у кінцевому випадку, залежить як збереження окремих видів, так і нормальне функціонування екосистеми в цілому [41; 55; 76].

Дестабілізація розвитку організму риб звичайно спостерігається на відносно низькому рівні порушень середовища, незалежних від незворотних змін у популяціях [7].

Це дозволяє використовувати показники відхилень морфологічних ознак риб від симетрії як неспецифічний індикатор навіть незначних відхилень параметрів водного середовища від фонового стану, які ще не призводять до суттєвого зниження життєздатності в популяції [155].



Численні дослідження доводять, що рівень ФА іхтіофауни мінімальний у нормальних умовах природних водойм, але за появи будь-якого стресового фактору відчутно зростає [8; 82; 189; 279].

Так, при оцінці впливу антропогенного навантаження на іхтіофауну р. Ішим [282] проводився аналіз рівня ФА у виборках плітки, ляща та окуня за п'ятьма меристичними ознаками. Отримані показники засвідчили, що у особин, виловлених зі створів з мінімальним антропогенним навантаженням стабільність розвитку індивідуумів була достовірно вищою, ніж у особин в межах уроекосистем. Найбільш помітно збільшувалась доля асиметричних особин у плітки, сягаючи різниці 68,8% між окремими створами, при чому видовий склад та структура рибних спільнот не мали суттєвих відмінностей.

При встановленні взаємозв'язку між рівнем забруднення донних відкладень гирла австралійської річки Хоуксбері та флюктуючою асиметрією місцевої популяції *Toadfish tetractenos* (Fréminville, 1813) було з'ясовано, що асиметрія кісток черепа риб позитивно корелювала із вмістом у донних відкладах хлорорганічних пестицидів (ДДТ, ДДД, ДДЕ, хлордан, дильдрин, ліндан) та не мала тісної кореляційної залежності з такими важкими металами як Cd, Cr, Ni та Pb. Проте, підвищення у воді концентрацій Cu та Zn провокували зростання рівнів асиметрії досліджуваних структур організму риб [42].

Вплив техногенних факторів на ФА риб був відмічений і в гольяна (*Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)) р. Колва, на території басейну якої здійснюється розробка нафтогазових родовищ, що призводить до її хімічного забруднення. При цьому, найвищою виявилась залежність від рівня забруднення поверхневих вод ( $r=0,69$ ) для дисперсії по асиметрії для грудних плавців [163].

Цікаві результати отримані при порівнянні ФА тихоокеанських лососевих (*Oncorhynchus* (Suckley, 1861))



заводського та природного відтворення [262]. Так, заводська кета (*Oncorhynchus keta* (Walbaum, 1792)) відрізняється від природної середніми значеннями дисперсії по асиметрії ( $\delta_d^2$ ) трьох з чотирьох оцінених ознак: у заводської кети менше променів у черевних плавцях ( $\delta_d^2 > 0,999$ ), менше позаочних кісток ( $\delta_d^2 > 0,95$ ), але більше каналів другого порядку на першій позаочній кістці ( $\delta_d^2 > 0,999$ ). Дисперсія ФА у заводської нерки (*Oncorhynchus nerka*) також виявилась значно вищою ніж у дикої за чотирма ознаками з п'яти. Особливо помітно це було за кількістю променів у черевних плавцях ( $\delta_d^2 > 0,999$ ) та за кількістю каналів другого порядку на третій позаочній кістці ( $\delta_d^2 > 0,999$ ). Відповідно, число асиметричних випадків на особину у заводських риб було в 2 рази більше, ніж у природних. Автор вбачає причину порушення стабільності розвитку заводських лососей у хімічних речовинах (формалін, малахітовий зелений та ін.), якими ембріони, личинки та молодь обробляються з профілактичною та лікувальною метою.

Аналогічні результати порівняльного аналізу значень дисперсії по асиметрії наведено і для осетрових (*Acipenseridae*), які вирощувались в умовах аквакультури. Зокрема, у стерляді (*Asipenser ruthenus*), яку отримують на рибних господарствах в умовах теплих вод відвідного каналу Пермської ГРЕС були помічені вищі показники дисперсії ФА, порівняно з дикими рибами, яких виловлювали у природних водоймах Обсько-Камського басейну. У даному випадку автори стверджують, що в умовах рибницьких господарств кількість лічильних елементів може змінюватись у відповідності з температурою води [226].

У дослідженнях проведених на бельдюзі (*Zoarces viviparus*) у різних районах Північної Європи (Північне, Норвежське, Баренцове, Біле та Балтійське моря) крім температурних, показані також ефекти дії солоності на рівень асиметрії [43]. У цілому, ФА була мінімальною при середніх температурах та



пониженій солоності. Взаємодія температури та солоності суттєво ускладнювала інтерпретацію результатів.

Аналізі вибірок бичка (*Zosterisessor ophiocephalus* Pallas) з р. Габес (Туніс), який зазнає на окремих ділянках хімічного забруднення різної інтенсивності, з'ясував, що найбільш показовою ознакою впливу негативного фактору є саме асиметрія меристичних ознак, при тому, що морфометричні ознаки не мали такої чутливості, підтверджену статистичним аналізом відносно контролю [49].

Досвід використання показників флуктуючої асиметрії при їхтіомоніторингу малих річок Сибіру у популяціях пічкура (*Gobio gobio*) віком 3+, 4+ за 15-ма меристичними ознаками дозволив зробити висновок, що значення середньої частоти асиметричного прояву на ознаку зменшується зі збільшенням числа симетричних ознак [249].

Натепер відомо, що рівень ФА залежить не лише від стану навколишнього середовища, але й від ряду внутрішніх факторів, таких як стать, плодючість, генетична детермінованість, гетерозиготність, інбридинг та ін. [7; 44; 66; 76; 113]. Єдиної думки стосовно ступеня і характеру впливу названих явищ на асиметрію немає, однак, більшість авторів радять враховувати їх при роботі.

Зокрема, встановлення залежності загального показника асиметрії (за трьома меристичними ознаками) окуня (*Rerca fluviatilis*) від віку та швидкості росту показали, що у вибірках старшого віку рівень ФА нижчий, ніж у вибірках молодшого віку. Одночасно, рівень асиметрії є найменшим для особин з середнім розміром для своєї вікової групи, тобто пов'язаний зі швидкістю росту. За твердженням авторів, вплив віку є більш важливим [113].

Про відмінності у прояві ФА між швидко та повільно зростаючими групами особин однієї локальної популяції свідчить також оцінка сріблястого карася (*C. auratus*) озера Айгинське [295]. Так, у повільно зростаючих риб, стабільність розвитку індивідуумів вища, ніж у швидкозростаючих,



оскільки середня величина ФА менша (відповідно 0,19 і 0,29) та менше середнє число випадків асиметрії на особину (відповідно 0,68 і 0,96).

Ще один приклад стосується біломорського оселедця, де порівнювались дві популяції Кандалакшської затоки (широта полярного кола) – егорівська, що відрізняється невисоким темпом росту та нерестить у квітні при незвично низькій для оселедця температурі (близькій до 0° С), та іванівська, що росте значно швидше та нереститься у червні за температур 8-10° С. Перша має значно більш високу чисельність, ніж друга. При цьому, ФА у егорівського оселедця виявилась більш високою, ніж у іванівського [199]. Автори досліджень передбачили наступне пояснення. Обидві форми генетично дуже близькі, що доводить хромосомний аналіз та пішли від одного тихоокеанського пращура, який оселився в Білому морі після відступу льодовиків. Іванівський оселедець зберіг майже всі риси цього пращура, в той час як егорівський оселедець помітно відрізняється від нього, у першу чергу, з точки зору умов розмноження. Більш ранній нерест при екстремальних температурних умовах призводить до того, що поява личинок співпадає з піком біомас харчового планктону в червні, який обумовлений масовим розвитком арктичної копеподи *Pseudocalanus minutus*. Це, за твердженням автора, дозволяє егорівському оселедцю, з одного боку, сягати більш високої чисельності, ніж у іванівської, а з іншого, призводить до її пониженої життєздатності, показником чого може бути не лише підвищена ФА, але й стійкість личинок до опріснення [200].

Відстеження залежностей між величиною ФА та гетерозиготністю у самок та самців горбуші (*Oncorhynchus gorbusha*) р. Ола (північне узбережжя Охотського моря) показало, що ФА у гетерозиготних особин вища, ніж у гомозиготних. При цьому, по мірі росту гетерозиготності особин, величина ФА за кількістю променів у черевних



плавцях статистично значимо знижується, а ФА за кількістю променів у грудному плавці відмінностей не має [257].

Про існування відмінностей величин ФА свідчать також результати, отримані на диплоїдах та триплоїдах вже згаданого карася сріблястого (*C. auratus*), що мешкає у заморному озері Айгинське. Зокрема, у триплоїдів стабільність розвитку індивідуумів виявилась вищою, оскільки середня величина ФА та число випадків асиметрії на особину (0,75) була меншою ніж у диплоїдів (0,91) [295].

Для більш глибокого розуміння механізму формування мінливості ознак риб під впливом забруднень водного середовища, необхідно згадати деякі теоретичні аспекти стабільності розвитку. Натепер, поряд з основними видами фенотипової мінливості – генотипової та середовищної [26], виділяють третій самодостатній її вид – випадкову мінливість, джерелом якої є нестабільність розвитку [155; 44]. Праці, котрі вивчали долю випадкової мінливості у загальній, доводять, що у ряді випадків вона перевищує значення генетичної та середовищної мінливості. Наприклад, для лічильних (меристичних) ознак доля випадкової мінливості звичайно становить 50-70% загальної мінливості, у той час, як для вимірюваних (морфометричних) ознак вона нижча, однак теж достатньо висока 10-40% [44]. Досвід вивчення флуктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L.) за трьома меристичними ознаками [113] доводить, що у випадках, коли значення ФА мають розподіл, близький до нормального, тобто розташований симетрично відносно нульового значення, можна вважати, що на мінливість ознаки впливає «онтогенетичний шум».

Не менш важливою проблемою методичного характеру при вивченні ФА є наявність похибки вимірювань, котра може мати досить значні величини. Наприклад, для меристичних ознак оселедця вона становить від 0 до 46%, а морфометричних – від 0,1 до 43% [43]. У зв'язку з цим, оцінка похибки вимірювання стала стандартною процедурою при





дослідженнях ФА. Відмінності у рівнях похибки мають місце в тих випадках, якщо порівняння вибірок відбувається за різних умов. Наприклад, за різних зовнішніх умов, із використанням різного обладнання, різними дослідниками тощо. Існує думка, що для однієї і тієї ж ознаки, чим краще охарактеризований її розподіл (чим більшою є досліджувана вибірка), тим вірогідніше, що відхилення цього розподілу від нормального, обчислюване за загальноприйнятими статистичними критеріями, буде значущим [113]. У ряді праць, з метою уникнення впливу цих факторів, пропонується проводити вимірювання зразків у вибірках не послідовно, а змішуючи зразки різних вибірок у випадковому порядку [293].

Грунтовний аналіз флюктуючої асиметрії як метода оцінки стану будь-яких популяцій, проведений Д.Л. Лайусом, дозволив автору окреслити декілька характерних рис, які, залежно від ситуації, можуть мати не лише переваги, але й вади [200]:

- даний підхід дозволяє *a priori* визначити вектор змін параметру при погіршенні стану популяції (підвищення при погіршенні та пониження при покращенні). Далеко не для всіх показників це можливо, наприклад, більш або менш низький темп росту можуть просто характеризувати різні життєві стратегії;
- рівень асиметрії відображує стан популяції не на даний момент часу, а інтегральний, сформований протягом значної частини життєвого циклу особини;
- кожен об'єкт та ситуація вимагає спеціальних методичних розробок, зокрема, вибору ознак, до якого необхідно підходити досить ретельно;
- можливість використовувати матеріал, зібраний безпосередньо в полі;
- можливість прижиттєвого аналізу;
- метод не вимагає спеціального дороговартісного обладнання;



від дослідника вимагається гарне знання біологічної статистики та широкий загально біологічний кругозір;

- зміна рівня ФА є показником впливу всієї сукупності факторів, що визначають стан популяції.

Отже, провівши аналіз доступних робіт, можна зробити висновок, що оцінка рівнів ФА іхтіофауни дозволяє судити як про гетерогенність її популяцій, так і про механізми зворотних реакцій рибного населення гідроекосистем на різні рівні антропогенного впливу.

Д.Л. Лайус справедливо зазначає: «Історія досліджень ФА доводить, що явища стресу мають безліч різних аспектів, та при його вивченні не варто сподіватись лише на один із показників, будь то ФА, або будь-який інший. Найбільш адекватну оцінку стресу можна отримати лише використовуючи комплекс методів, кожен з яких має свої переваги та недоліки» [200].

### **1.3.3. Цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій як показник наявності токсичних забруднень гідроекосистем**

Важливою складовою гідроекологічних досліджень є моніторинг генотоксичного забруднення водойм, оскільки окремі забруднювачі можуть бути небезпечні в надзвичайно низьких концентраціях, проявляти синергізм та адитивність, виступати в якості мутагенів, або промутагенів і, при цьому, не фіксуються за звичайного хімічного аналізу води. Перші вивчення мутаційних спектрів токсикантів відносяться до початку ХХ століття та пов'язані із дослідженнями соматичних клітин: генетичні зміни у соматичних клітинах відображують порушення гомеостазу розвитку та ефективність реакції імунної відповіді організму [194]. За нормальних умов, більшість генетичних порушень елімінується, тому, наявність таких порушень є індикатором стресу, який і призводить до появи аномальних клітин та зниження імунного статусу організму. Цитогенетичні порушення діагностуються на хромосомному рівні, за



допомогою таких високочутливих методів як облік сестринських хроматинових обмінів та хромосомних аберацій, а також мікроядерного тестування. На сьогодні, в світовій практиці зазначені підходи широко застосовуються для оцінки здоров'я гідроекосистем, при чому аналізуються порушення як у клітинах мікроорганізмів [17; 46; 54], так і у соматичних клітинах організмів більш високих трофічних ланцюгів, тобто представників іхтіофауни гідроекосистем [11; 16].

За відсутності лабораторних умов, у певних випадках для швидкої діагностики генетичної сприятливості зручними є експрес методи з використанням мікроядерного тесту. Перевага цього методу – простота відбору матеріалу в польових умовах, порівняно незначних часових та матеріальних затратах та у можливості опрацювати достатньо великий масив даних [45]. Так, при дослідженнях різних видів риб у природних умовах найбільш зручним виявляється мікроядерний тест у клітинах периферійної крові, який виявляє амітоз еритроцитів – один з патоморфологічних станів клітин червоної крові, в результаті чого еритроцити стають двоядерними або утворюють одне чи кілька мікроядер [194]. Поява таких клітинних порушень відмічається в морських та прісноводних риб як під дією кумулятивного токсикозу [52] так і у випадку токсичного стресу [29].

В експериментах *in vivo* щодо впливу ацетату свинцю у концентрації  $0,5 \text{ мг/дм}^3$  (тут і далі ГДК для рибогосподарських водойм  $0,1 \text{ мг/дм}^3$ ), хлориду кадмію у концентрації  $0,1 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК  $0,005 \text{ мг/дм}^3$ ) та сирої нафти в концентрації  $0,5 \text{ мг/дм}^3$  (ГДК  $0,05 \text{ мг/дм}^3$ ) в акваріумних умовах, було виявлено що кількість еритроцитів з мікроядрами у цьоголіток коропа становила  $1,67 \pm 0,19\%$ , двоядерних клітин  $7,80 \pm 0,40\%$ , у дволіток червонопірки відповідно  $4,17 \pm 0,01\%$  та  $2,00 \pm 0,03\%$ . Перевищення значень у дослідних екземплярів над контрольними на 5-ту, 15-ту, 30-ту та 40-ву добу було на рівні 1,4–7,3 раза. Найбільш помітно



зростала кількість аберратних еритроїдних клітин у випадках впливу сирої нафти [122].

При дослідженнях крові риб карася сріблястого (*Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)), які утримувались у розчинах атразину з концентрацією 5, 10 і 15 мкг/дм<sup>3</sup> протягом 2, 4 та 6 діб, відмічалось зростання кількості мікроядер у еритроцитах на 6%, 9% та 15% порівняно з контролем [12].

Специфічну реакцію ядерних показників клітин крові цього ж виду риб доводять дослідження, в ході яких було визначено, що хлоралгідрат, іони міді ( $\text{Cu}^{2+}$ ) та кадмію ( $\text{Cd}^{2+}$ ) впливають на еритроцити периферичної крові карася сріблястого (*C. auratus*), викликаючи зростання кількості клітин з порушеннями мітозу до 10% порівняно з контролем [3].

Ядерні та цитоплазматичні аномалії спостерігались при впливі на індійського коропа (*Catla catla* (F. Hamilton, 1822)) тривалого (0,002 Гр/хв.) і гострого (3,2 Гр/хв.) гамма-випромінювання. Результати мікроядерного тестування еритроцитів крові риб мали статистично значуще збільшення мікроядер, деформованих ядер, двоядерних клітин та апоптозу клітин порівняно з контролем у експериментах з різною тривалістю опромінення, що становила 3, 6, 12, 18, 30, 45, 90, 135, 202 діб [2].

В експериментах *in situ*, проведених на озерах Кета та Ладаннах, а також у нижній течії річки Єнісей, були отримані мазки крові від 52 риб дев'яти видів: гольця (*Salvelinus nemachilus* (Linnaeus, 1758)), наліма (*Lota lota* (Linnaeus, 1758)), осетра сибірського (*Acipenser baeri* (Brandt, 1869)), ряпушки сибірської (*Coregonus sardinella* (Vallenciennes, 1848)), сига (*C. lavaretus*), плітки сибірської (*Rutilus rutilus lacustris* (Pallas, 1814)), стерляді (*Acipenser ruthenus* (Linnaeus, 1758)), хариуса сибірського (*Thymallus arcticus* (Pallas, 1814)) та чира (*Coregonus nasus* (Pallas, 1814)). У клітинах еритроцитів мікроядра виявились лише у 19 особин, у решти (33 особини) мікроядра не ідентифікувались. Усього, серед 56703 клітин нараховувалось 30 клітин з мікроядрами. Таким чином,



загальна частота клітин з мікроядрами становила  $0,05 \pm 0,01\%$  [196].

У зоні радіаційної аномалії на південному Уралі багаторічний сумісний вплив радіаційних та хімічних факторів не спричинював незворотніх змін як у популяціях риб, так і на рівні екосистем. Частота зустрічаємості мікроядер у щук (*Esox lucius* (Linnaeus, 1758)) технологічних водойм складала  $6,0 \pm 0,02\%$ , плітки –  $1,4 \pm 0,006\%$ , окуня –  $0,3 \pm 0,009\%$  [270].

В інших дослідженнях, проведених у найбільш забруднених радіонуклідами озерах Чорнобильської зони відчуження, було визначено, що у місцевих карасів (*Carassius carassius* L.) кількість еритроцитів з ядерними порушеннями сягала рівнів  $5,8 \pm 3,7\%$ . У той же час, частота зустрічаємості мікроядер у клітинах крові риб із контрольної водойми (Київське водосховище) була значно нижчою і становила  $0,3 \pm 0,2\%$  [234].

Частота спонтанних мутацій ядра еритроцитів периферичної крові здорових риб, за даними ряду авторів [45; 63; 194; 195; 208] становить від 0,05 до 0,4% або 0,5–4‰ відповідно. Вкрай низьким ступенем цитогенетичної стабільності та підвищеним рівнем спонтанних генетичних порушень відрізняється щука [208; 271].

При з'ясуванні генотоксичної дії забруднювачів гідроекосистем Донецько-Придніпровського регіону України [132] в якості індикаторів було обрано два найбільш розповсюджених у даному регіоні види риб: плітку та карася сріблястого. Частота мікроядер в клітинах крові цих видів коливалась в межах від  $0,14 \pm 0,015\%$  до  $2,8 \pm 0,31\%$ , що дозволило авторам прийти висновку про відмінність мутагенної активності досліджуваних водойм, яка мала розбіжність у окремих випадках до 3,7–4,1 разів.

Цитологічні зміни представників іхтіопопуляцій р. Случ у межах Рівненської області спостерігались лише в клітинах периферійної крові плітки (*R. rutilus*) –  $4,57\% \pm 0,42\%$  у створі



з помірним антропогенним навантаженням та  $6,02\% \pm 0,19\%$  у створі з посиленням антропогенним навантаженням; і щуки (*E. lucius*) –  $5,53\% \pm 0,55\%$  та  $7,21\% \pm 0,41\%$ , відповідно. У решті проаналізованих видів середня частота ядерних порушень знаходилась в межах фізіологічної норми. Виявлений прояв дегенеративних процесів в організмах риб розцінювався як підвищена реактивність чутливих видів на наявність мутагенів у складі забруднень річки [98].

Багаторічні гідрохімічні та токсикологічні дослідження на Волго-Каспійському каналі [196] показали, що частота зустрічаємості еритроцитів із мікроядрами в крові риб залежать і від сезону року. Так, восени частка еритроцитів із мікроядрами знижується в 1,8 раз у крові судака та в 1,9 раз у крові ляща.

Окремі автори відмічають, що кількість мікроядер у клітинах периферичної крові риб змінюється на різних етапах онтогенезу. Зокрема, при співставленні спонтанної частоти абerratних клітин крові в різних вікових групах у двох видів карпозубих риб (*Nothobranchius rachovii* (Ahl, 1926), *Pterolebias longipinnis* (Garman, 1895)) було помічено, що вона збільшується по мірі старіння організму і обумовлена не стільки змінами в імунній системі, скільки порушеннями в репарації ДНК. Так, під впливом органічного з'єднання 5-бромдезоксипуридину частота абerratних клітин у *N. rachovii* становила для личинок 4,9%, молодих особин – 7,5%, старих – 12,9% [195].

Отже, з аналізу літературних джерел стає зрозуміло, що сучасна інформація про цитогенетичний гомеостаз риб отримується як у модельних експериментах з відстеженням впливу окремих токсичних речовин на певні види риб (*ex situ*), так і при аналізі іхтіопопуляцій природних водойм на фоні комплексного характеру забруднень (*in situ*). Необхідно зазначити, що порівняння між собою наявних у літературі відомостей необхідно проводити вкрай уважно, оскільки представлення результатів частоти зустрічі мікроядер



наводяться в різних одиницях вимірювання (або %, або ‰).

Крім того, до теперішнього часу ускладненим лишається означення рівнів спонтанних мутацій, адже відомо, що утворення мікроядер може являти собою прояв реалізації компенсаторно-приспосувальних процесів клітини [29; 84; 161], які, на нашу думку, мають свої особливості для різних видів риб в окремих геохімічних регіонах. Проте, мікроядерне тестування належить до числа найбільш важливих та відносно простих методів, які успішно використовуються для виявлення мутагенної дії біотичних та абіотичних факторів на організм риб у гідроекосистемах різних типів.

*Завершуючи огляд матеріалів, стосовно досвіду використання представників іхтіофауни як індикаторів стану гідроекосистем, необхідно окреслити основні важливі моменти.*

По-перше, перелік розглянутих фактів і прикладів, ні в якому разі не можна вважати вичерпним. З оціночних параметрів риб не розглядались питання гістопатологічних, біохімічних, вузьких гематологічних та епізоотологічних досліджень. Як було зауважено вище, ці дослідження вимагають від дослідника високопрофесійних навичок, тому не можуть отримати належного впровадження в загально екологічних оцінках водойм.

По-друге, всі зміни гідроекосистем проходять за участю безлічі факторів, які проявляються не лише у момент дії, а й впливають на екологічну ситуацію в майбутньому.

По-третє, як показує досвід проаналізованих робіт, у реальних практичних дослідженнях не можна очікувати ні тривалого моніторингу водойми, ні можливостей активного експерименту з нею, ні передумов застосування єдиної методики та оціночної шкали (ранжування) для з'ясування вразливості гідроекосистем різних регіонів.

Отже, можна узагальнити, що найбільш реалістичним варіантом оцінки «здоров'я» гідроекосистем є *методи експрес-оцінок*, коли експерт (або колектив експертів) на



підставі обмеженого набору даних та деяких обраних ними натуральних або розрахункових показників визначають у водоймі зони сприятливості, кризи, або екологічного лиха. Цілком очевидно, що при певному досвіді та інформованості експертів такий підхід може забезпечити об'єктивність результатів та очевидну (в межах конкретного регіону) достовірність екологічної оцінки.







## **УМОВИ ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ**

### **2.1. Загальна характеристика об'єктів досліджень**

#### **2.1.1. Природні умови досліджуваних гідроекосистем**

Дослідження проводились на правобережних притоках р. Прип'ять, в межах Рівненської області, по північно-західній окраїні якої р. Прип'ять протікає на протязі 20 км.

Територія Рівненської області, в цілому характеризується рівнинною поверхнею з абсолютними висотами від 372 м на крайньому південному заході до 134 м на півночі. За середньою висотою (184 м над рівнем моря) територія є найнижчою серед областей України [186].

За зонально-регіональним поділом природних ландшафтів України [188] водозбірні басейни дослідних річкових гідроекосистем розташовані в межах наступних орографічних структур – Волинського Полісся (рр. Устя, Замчисько), Волинської височини (р. Іква та р. Стир в межах Рівненської області), та частково Житомирського Полісся (басейн р. Случ в гирлі). Зазначена територія має сприятливі умови рельєфу, відносно високе зволоження та формує густу і різноманітну мережу поверхневих вод, чому сприяє не стільки надмірна кількість атмосферних опадів, скільки досить стабільне переважання опадів над випаровуванням.

Поліські природні ландшафти виражені лісовими, лучно-болотними комплексами межиріч, а також заплавними лучними, лучно-болотними та болотними місцевостями і урочищами.

Розміщення гідроекосистем в межах різних орографічних структур позначається як на особливостях живлення, так і на морфології водозбірних басейнів, а також на гідрологічних характеристиках та особливостях річок.



У північній частині Рівненщини живлення річок мішане, з перевагою снігового, де на долю талих снігових вод припадає 55-65% річкового стоку. В лісостеповій частині області частка снігового живлення не перевищує 25-45% і часто зрівнюється або поступається підземному живленню.

На Волинській височині його частка становить 35-45%, а для окремих річок піднімається до 64% (р. Іква). На Поліссі підземними водами формується лише 8-20% річного стоку [296].

**Річка Горинь** – права притока р. Прип'ять. Бере початок на Волино-подільському плато в Тернопільській області, протікає територією Хмельницької і Рівненської областей. Загальна довжина річки 659 км, в межах Рівненської області – 386 км (58,6% всього водотоку). Русло помірно звивисте, річка відноситься до типу рівнинних. Загальна площа водозбору 27700 км<sup>2</sup>, в межах Рівненщини 7828 км<sup>2</sup> (28,3%).

В режимі добре виражена повинь, нестала межінь, яка порушується літніми та зимовими повеннями від дощів та злив. Внутрішньорічний розподіл стоку р. Горинь неоднаковий в різні по водності роки: у середньому на весну припадає 50-70%, на літо – 10-15%, а на зиму 15-30% річного стоку, норма річного стоку становить 5,98 м<sup>3</sup>/с.

Живлення річки переважно сніго-дощове з помітним внеском ґрунтових вод. На середній та нижній течіях басейну значні площі вкриті торфовищами. Характер ґрунтів, підвищена вологість клімату не сприяє збагаченню річкової води розчинними солями, у цей же час поверхневий стік з заболочених водозборів вносить в притоки та річку Горинь значну кількість заліза та органічних сполук.

Річка Горинь має 40 приток: основні Случ, Замчисько, Устя. На водний і гідрохімічний режим річки суттєво впливають підземні та карстові води мергельно-крейдяної товщі, які вносять до річки гідрокарбонати кальцію та магнію.

Велечина мінералізації в межень досягає 562-620 мг/дм<sup>3</sup>, її зменшення спостерігається за течією річки. Зменшенню



мінералізації води в нижній течії р. Горинь значною мірою сприяє р. Случ, у котрої мінералізація води в межах не перевищує 340-365 мг/дм<sup>3</sup> (контрольний пункт м. Сарни).

За складом головних іонів води р. Горинь належить до гідрокарбонатного типу.

Вода річки використовується для технічно-побутового та сільськогосподарського водопостачання, ставкового рибництва та рекреації.

**Річка Случ** – найбільша права притока р. Горинь. Бере початок у Хмельницькій області. Протікає по території Житомирської та Рівненської областей. Довжина 451 км, в межах Рівненської області 158 км (35%), має 78 приток. Загальна площа водозбору 13808 км<sup>2</sup>, в межах області 3900 км<sup>2</sup> (28,2%).

Долина р. Случ входить у межі Рівненської області своєю центральною та нижньою частинами та повністю розміщена в зоні Полісся. Проте, в центральній ділянці (від с. Устя до смт. Соснове) характер долини зумовлений структурними особливостями Українського щита: неширока заплава (0,2-2 км) з порівняно невеликою (2-8 м) товщю алювію. Нижня ділянка долини р. Случ набуває типових поліських рис: заплава тут до 4-6 км, заболочена, потужність алювію зростає до 20-25 м.

Середні багаторічні витрати води річки становлять 45,5 м<sup>3</sup>/с. Стік річки впродовж року нерівномірний, із амплітудою коливання рівнів води 1,1-3,2 м/рік, що зумовлюється зональними факторами, гідрогеологічними умовами та характером ґрунтів. Внутрішньорічний розподіл стоку неоднорідний: на весну припадає 50-70%, на літо 10-15%, зиму 15-30% річного стоку.

За гідрохімічним режимом р. Случ належить до західно-поліського типу водозборів. Формування хімічного складу відбувається в умовах надлишкового зволоження під впливом розповсюджених карбонатних порід. У меженний період має гідрокарбонатно-кальцієвий склад.



**Русло річки** зарегульоване численними ставками та водосховищами, призначеними для забезпечення потреб господарства і населення у воді.

**Річка Устя** – ліва притока Горині, протікає по території Здолбунівського та Рівненського районів Рівненській області. Загальна довжина 68 км. Площа водозбору 762 км<sup>2</sup>. Залісненість 8%, заболоченість 0,2%. Річка має три притоки, загальною довжиною 56,2 км. Норма стоку річки становить 80,1 млн.м<sup>3</sup>, стік маловодних років забезпеченістю 75% та 95% становить 54,3 та 32,0 млн.м<sup>3</sup> відповідно. Власний стік річки зарегульований помірно.

Живлення річки переважно сніго-дощове з помітним внеском ґрунтових вод. Найбільш багатоводною річка буває навесні (45-55% річкового стоку). Режим річки характеризується яскраво вираженою повінню та доволі тривалим меженним періодом. За хімічним складом вода відноситься до гідрокарбонатно-кальцієвого типу.

Сучасний хімічний склад поверхневих вод р. Устя суттєво змінюється на окремих ділянках – чітко виділяється частина водотоку від витоків до скиду стічних вод очисних споруд м. Рівне, та частина нижче скиду міських очисних споруд до гирла. Насамперед, ця відмінність обумовлена різницею в типах поверхневих вод [154; 177].

До скиду міських очисних споруд води відносяться до гідрокарбонатного типу зі змішаним катіонним складом. Після скиду з міських очисних споруд поверхневі води річки відносяться до хлоридно-гідрокарбонатного типу та характеризуються дещо підвищеною мінералізацією.

Води р. Устя використовують для промислового та побутового водопостачання, а також рибництва.

**Річка Замчисько** – права притока Горині, басейн якої розміщений в межах лісової частини рівненської області. Довжина річки 43,2 км, площа водозбору 336 км<sup>2</sup>, лісистість 44,6%, заболоченість 1,22%. Річка має одну притоку довжиною 16,6 км, коефіцієнт густоти гідрологічної мережі



0,16 км/км<sup>2</sup>. Норма стоку річки 31,8 млн.м<sup>3</sup>, стік маловодних років забезпеченістю 75 та 95% в межах 21,3 та 12,6 млн.м<sup>3</sup> відповідно.

Вода річки відноситься до гідрокарбонатно-кальцієвого складу, живлення річки переважно снігодошове. Режим характеризується яскраво вираженою весняною повінню та низькою літньою меженню.

Формування хімічного складу води відбувається під впливом цілого комплексу природних та антропогенних факторів. Вода річки використовується для промислового водопостачання та як приймач меліоративних систем.

**Річка Стубелка** – ліва притока р. Устя, протікає по територіях Дубнівського, Млинівського та Рівненського районів. Басейн річки розташований в межах лісової зони Поліської низовини. Довжина річки 81,1 км, площа водозбору 850 км<sup>2</sup>, залісненість – 10,8 %, заболоченість – 1,9%, розораність – 55,8%, ширина річки 14 – 19 м, глибина на плесах 2,1 – 2,9 м, на перекатах 1,9 – 2,6 м.

Річка має 5 приток довжиною більше 10 км, загальна довжина яких – 81,4 км. Коефіцієнт густоти річкової мережі (без врахування рік довжиною менше 10 км) складає 0,19 км/км<sup>2</sup>.

Норма стоку річки складає 31,0 млн м<sup>3</sup>, стік маловодних років забезпеченістю 7% і 95% складає відповідно 24,3 і 17,5 млн.м<sup>3</sup>. Власний стік річки не зарегульований.

Води річки відносяться до гідрокарбонатно-кальцієво-магнієвого класу, жорсткість її складає 5,64 млн екв/л, загальна лінералізація 319 мл/л.

Річка використовується для технічного і сільськогосподарського водопостачання, а також як приймач меліоративних систем.

**Річка Стир.** Виток р. Стир належить до частини Подільської височини, далі річка перетинає Бродівську рівнину, Волинську височину та в нижній течії проходить Поліську низовину. На 8 км вище кордону з Білоруссю, біля



гірла р.Стубли, Стир розгалужується на два рукави: лівий, основний (проходить приблизно 80% стоку) – р. Простирь, завдовжки 18 км; правий, другорядний рукав – р. Старий Стир, завдовжки 75 км. Обидва рукави з'єднанні річкою Гнила Прип'ять (старе русло р. Прип'ять). Довжина річки по лівому (основному) руслі 437 км, по правому – 494 км, площа водозбору до розгалуження 11700 км<sup>2</sup>. Загальне падіння річки 119,4 м. Середній спад водної поверхні 0,27‰, швидкість течії 0,2-0,5 м/с. Русло помірно і слабо звивисте, місцями у верхній та середній течії сильно звивисте, а біля гирла пряме, переважно нерозгалужене.

Живлення річки переважно снігодошове, частково приймають участь напірні води закарстованої товщі вапняків. Режим характеризується яскраво вираженою повинню та досить тривалим меженним періодом. Стік води впродовж року нерівномірний: у середньому на весну припадає 50-70%, на літо 10-15%, а на зиму 15-30% річного стоку. Середні багаторічні витрати води 30,8 м<sup>3</sup>/с.

По гідрохімічному типу річка відноситься до західно-поліського типу водозборів. Формування хімічного складу відбувається при умовах надлишкового зволоження під впливом розповсюджених карбонатних порід. Стік річки зарегульований.

Річка протікає через багато населених пунктів. Вода використовується для промислового (охолодження реакторів АЕС) і побутового водопостачання, рибництва, рекреації.

**Річка Іква** належить до басейну р. Стир і є її правою притокою першого порядку. Загальна довжина водотоку 148,8 км. Бере початок у Львівській області, де протікає 23 км. На території Кременецького району Тернопільської області р. Іква формує свою долину протяжністю в 40 км. По території Рівненщини протікає 93 км (59,6% від загальної довжини водотоку), де має 18 приток. Річище слабо звивисте, шириною 2,5- 4,0 м, глибиною 0,5-1,7 м. Загальна площа водозбору



2250 км<sup>2</sup>, в межах Рівненської області 1400 км<sup>2</sup> (62,2%). У верхній течії ширина заплави становить 100-500 м, в середній та нижній 1000-3000 м. Для річки характерна весняна повінь та низька літньо-осіння та зимова межень. Заплава меліорована, лісистість 22%, заболоченість 1,7%.

У геоморфологічному відношенні басейн р.Ікви охоплює частину Подільської височини, Мале Полісся і Волинську лесову височину. Загальна площа водозбору 2250 км<sup>2</sup>, зокрема на Рівненщині 1400 км<sup>2</sup>. Загальний похил річкового басейну 0,69 м/км.

Мінімальний стік річки формується в основному за рахунок підземного живлення, але визначається місцевими гідрогеологічними і кліматичними умовами, характером підстилаючої поверхні та господарською діяльністю. Мінімальний середньомісячний модуль стоку 97% забезпеченості в літньо-осінній і зимовий періоди в межах 0,45-0,67 л/с/км<sup>2</sup> у пункті спостереження с. Радянське та 0,88-1,18 л/с/км<sup>2</sup> у смт. Млинів. Середній стік води на місці злиття з р. Стир приблизно 11,3 м<sup>3</sup>/сек.

За хімічним складом переважають гідрокарбонатні кальцієві води з мінералізацією 330-680 мг/дм<sup>3</sup>. Річка використовується для технічного та сільськогосподарського водопостачання.

### **2.1.2. Обґрунтування вибору репрезентативних створів спостережень**

Систематичні державні моніторингові спостереження за якістю води обраних для досліджень річок ведуться з 1992 р. Однак, починаючи з 2012 р., через зменшення фінансування природоохоронної галузі, програма моніторингу зазнала суттєвих скорочень як за кількістю створів, так і за переліком гідрохімічних параметрів. За основний критерій при виборі репрезентативних створів нами було взято результати



віддаленої та ближньої ретроспективної екологічної оцінки якості поверхневих річок області [213].

Одночасно, приймалась до уваги і можливість використання наявних звітних даних у період досліджень, які б забезпечили об'єктивність проведення оцінки в сучасний період.

При виборі репрезентативних створів дотримувались принципів ВРД ЕС, що тісно пов'язана з європейською системою EUROWATERNET, яка призначена для аналізу національних баз моніторингу та передбачає чітку репрезентативність між доброю та низькою якістю води [115]. Зокрема:

- контрольні пункти спостережень на всіх річках були репрезентативними впродовж обраних років спостережень, а в разі неможливості дотримання цієї вимоги, найближчими між собою на окремих ділянках річок;
- для відстеження ефектів антропогенного впливу на якість води річок обирались створи до і після скидів стічних вод;
- для з'ясування фонових еколого-токсикологічних умов обирались створи на витоці, а для виявлення самоочисної здатності річок – поблизу гирла.

Саме поєднання таких критеріїв, на нашу думку, дозволить здійснити критеріальну та компаративну оцінку якості поверхневих вод річок досліджуваного регіону.

Перелік обраних репрезентативних створів, та обґрунтування необхідності проведення еколого-токсикологічних досліджень саме на цих ділянках річок представлено у таблиці 2.1.

Ситуаційна карта-схема географічного розміщення репрезентативних створів спостережень, у яких проводили визначення якості поверхневих вод та контрольні облови риб з метою визначення показників їх гомеостазу наведена на рис. 2.1.



Таблиця 2.1

## Репрезентативні створи спостережень на дослідних гідроекосистемах

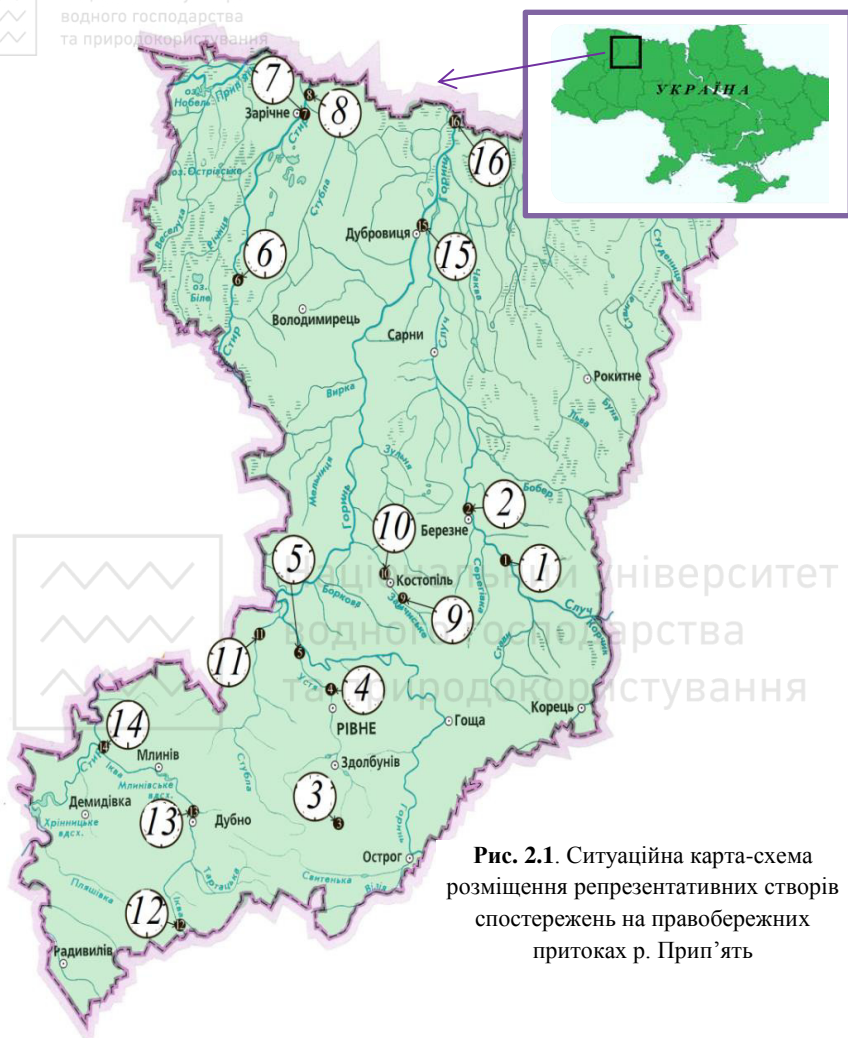
№ створу	Адміністративне місцезнаходження пункту	Відстань від гирла річки, км	Обґрунтування необхідності еколого-токсикологічних досліджень
1	2	3	4
1	р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»	94,5	Фоновий пункт для рівненської області
2	р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»	73,4	Вплив скиду стічних вод
3	р. Устя, західна околиця с. Івачків	65	Верхів'я річки, природний фон
4	р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»	21,0	Вплив скиду стічних вод
5	р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну	0,7	Контрольний пункт у гирлі
6	р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС	167,5	Вплив скиду стічних вод
7	р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»	75,8	Вплив скиду стічних вод

продовження табл. 2.1

1	2	3	4
8	р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла	74	Контрольний пункт на витіку ріки в Білорусь, 4 км до кордону
9	р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну	21,5	Фоновий пункт для м. Костопіль
10	р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу	11,9	Вплив скиду стічних вод
11	р. Стубелка, в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»	7,8	Вплив скиду стічних вод
12	р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.	80,5	Контрольний пункт на вході річки в Рівненську область
13	р. Іква, в межах села Іванне Дубенськогор-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКТ «Дубноводоканал»	39,6	Вплив стічних вод промислово-комунальних підприємств
14	р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району	1,5	Контрольний пункт поблизу місця впадіння річки в р. Стир
15	р.Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП “Міськводоканал”	104,0	Вплив скиду стічних вод
16	р.Горинь, в межах с.Висоцьк Дубровицького р-ну,	77,5	Контрольний пункт на кордоні з Білоруссю



Національний університет  
водного господарства  
та природокористування



**Рис. 2.1.** Ситуаційна карта-схема розміщення репрезентативних створів спостережень на правобережних притоках р. Прип'ять

Таким чином, всього було обрано 16 контрольних створів на правобережних притоках р. Прип'ять, що належать до басейнів р. Горинь та р.Стир. У подальшому представленні результатів проведених досліджень буде дотримано нумерацію створів, як вони представлені у табл.2.1 та рис. 2.1.



## 2.2. Умови проведення досліджень

### 2.2.1. Аналіз видового складу та вибір представників іхтіофауни для проведення оцінки їх гомеостазу

Результати вивчення популяційного рівня (якісний склад, чисельність, статеві-вікова структура, народжуваність, смертність та ін.) риб водойм Рівненщини доводять, що збідніння їх видового складу являє собою гостру екологічну проблему регіону [117; 162; 273-275]. Особливе занепокоєння викликають малі річки, які зазнають значного забруднення русел стічними водами і засмічення водозбірних площ [116; 135].

На підставі проведених наукових досліджень у 1998-2008 рр. [275] у річковій мережі області були наявні 29 видів риб, у тому числі 6 видів- акліматизованих та інвазійних вселенців. Для порівняння, у 50-х роках XX сторіччя в досліджуваному регіоні були наявні 36 видів аборигенних риб [135]. За цей період зникли прохідні види (стерлядь, вирезуб), можливо існують, але про їх наявність немає вірогідних даних (мінога українська, бистрянка, голец, гольян, чехоня), поодинокими і рідкісними стали напівпрохідні літо-реофіли (рибець, білізна, підуст, марена дніпровська, форель струмкова, миньок). У іхтіоценозах зросла частка фіто-стагнофільних, зменшилась – літо-реофільних видів риб [273].

При проведенні представлених досліджень, вилови риби проводили методами любительського рибальства у 16 репрезентативних створах правобережних приток р. Прип'ять (в межах рівненської області), впродовж 2010-2015 рр. В уловках домінували 11 озерно-річкових евритопних видів, серед яких переважають коропоподібні. Серед коропоподібних (*Cypriniformes*) найбільша кількість видів відмічалась для родини корошових (*Cyprinidae*): краснопірка *Scardinius erythrophthalmus* (Linnaeus, 1758), плітка *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), верховодка *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) і лящ *Abramis brama* (Linnaeus, 1758). Родина в'юнових



(*Misgurnus*) була представлена видами: щиповка звичайна *Gobitis taenia* (Linnaeus, 1758) і в'юн *Misgurnus fossilis* (Linnaeus, 1758). Сомові (*Siluridae*) були представлені видом сом європейський *Silurus glanis* (Linnaeus, 1758). Окунеподібні (*Perciformes*) представлені окуневими (*Percidae*), зокрема видом окунь річковий *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758). Щукоподібні (*Esociformes*) представлені Щуковими (*Esocidae*), видом щука звичайна *Esox lucius* (Linnaeus, 1758).

В уловах 2013-2015 рр. були відмічені види, які до того не зустрічались при обловах методами любительського рибальства: з родини *Cyprinidae* – карася сріблястого *Carassius auratus gibelio* (Linnaeus, 1758) у всіх досліджуваних гідроекосистемах, а також лина *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) у р. Замчисько і підуста звичайного *Chondrostoma nasus* (Linnaeus, 1758) у річках Стир та Случ; з родини Головешкові (*Eleotiridae*) - бичок-ротан *Percottus glenii* (Dybowsky, 1877) у річках Устя, Замчисько та Случ.

Пояснення факту появи лина, який не зустрічався в уловах р. Замчисько від початку 2000 р., є дещо ускладненим, оскільки даний вид є чутливим та випадає з гідроекосистем в разі їх істотного забруднення [255]. Можна лише припустити, що і в період 2000-2015 рр., даний вид все ж був присутній серед іхтіофауни річки, а його збереження в теперішніх умовах є не що інше, як прояв механізмів біологічної адаптації виду та прояву буферності гідроекосистеми. Особливо слід відзначити появу інвазійного виду бичок-ротан, який здатний витіснити зі складу іхтіофауни цінні види хижаків, тим самим збіднюючи видове різноманіття гідроекосистем [274].

Хоча, розподіл видової чисельності риб має свої особливості як для різних річок, так і для різних ділянок однієї гідроекосистеми, співвідношення цінних і малоцінних видів у проведених уловах становило 27 і 73%.

Основу проведених у ході досліджень уловів (2010-2015 рр.) у всіх репрезентативних створах складали 6 видів риб:



верховодка (*A.alburnus*) – фітофіл, еврифаг (24,4% в середньому по річках області); краснопірка (*S.erythrophthalmus*) – лімнофітофіл, еврифаг (21%); плітка (*R.rutilus*) – лімно-фітофіл, еврифаг (17,5%); карась сріблястий (*C. auratus*) – лімно-фітофіл, фітобентофаг (12%); лящ (*A.brama*) – лімно-фітофіл, бентофаг (11,0%); окунь річковий (*P. fluviatilis*) – лімнофітофіл, іхтіобентофаг (9,9%). Це дало підставити вважати їх найбільш масовими представниками іхтіофауни річок Рівненської області.

Даний факт і обумовив використання представників зазначених видів риб для аналізу гомеостатичних показників їх організмів, з метою ранньої діагностики та оцінки стану річкових гідроекосистем регіону.

### 2.2.2. Обґрунтування вибору еталонного створу

Еколого-токсикологічні дослідження, спрямовані на визначення екологічного статусу водного об'єкту, в якості «норми» приймають деякий узагальнений стан гідроекосистеми, який, на погляд експертів, є сприятливим з екологічних позицій.

Згідно ВРД ЕС, одним з головних завдань при подібних дослідженнях є вибір еталонних умов (*referens sites*) із врахуванням специфіки поставлених завдань [23]. Перш за все, еталонні умови повинні відображувати дійсно непорушені ділянки однакових за типом водойм із природними біологічними умовами в історичному минулому та майбутній перспективі. При цьому, загальні критерії вибору еталонних (фонових) ділянок (створів) річок мають свої особливості як для русла, так і для території водозбору.

Зокрема, основні вимоги до русла полягають у наступному [23, 24]:

- еталонний створ має бути типовим за фізико-хімічними та гідроморфологічними характеристиками русла;
- русло ріки не повинне бути порушене чи змінене внаслідок господарської діяльності;



- гідрографія та перенесення седиментів повинні бути природними;

- еталонний створ повинен значною мірою представляти існуюче видове багатство водної флори та фауни із збереженням генетичним фондом.

Основні вимоги до водозбору передбачають:

- еталонні створи повинні знаходитись на слабо-, або неурбанізованих ділянках з відсутнім сільськогосподарським впливом на водозборі;
- необхідна наявність природної рослинності та лісу;
- не повинен видалятись грубий рослинний детрит;
- на водозборі не повинно бути точок з прямим або дифузним забрудненням.

При визначенні еталонної ділянки, згідно завдань наших досліджень, виникали певні ускладнення. По-перше, в межах Рівненської області практично не лишилось річок, які характеризуються природним режимом. По-друге, ті річки, які певною мірою відповідають непорушеному стану, мають вкрай низьку видову різноманітність їхтїофауни.

Як показує досвід інших дослідників, існує ще ряд проблем при виборі еталонних умов. Зокрема, водозбірні басейни як малих так і великих рік поєднують природні та урбанізовані ландшафти з повним набором їх компонентів (атмосферне повітря, природні води, геологічні породи, ґрунтовий та рослинний покрив та ін.). Тому, виключити наявність різного роду забруднень та визначити оптимальні гідроморфологічні умови неможливо [150].

Найчастіше, при оцінках гідрохімічних показників у якості нормативного значення використовують їх фоновий вміст на еталонних ділянках річки, а інтенсивність стресової дії речовин оцінюється за ступенем перевищення нормативів. Однак, існує думка [37], що подібна методика оцінки якості водного середовища може застосовуватись у навчально-наукових проєктах, або при оцінках водойм, які ніколи не зазнавали антропогенного навантаження. На наш погляд, при



еколого-токсикологічних дослідженнях використання такого підходу створює необхідність обирати еталонні ділянки в рамках кожного окремого завдання, що зумовлює додаткові економічні та часові затрати, а також вірогідність неякісної та недобросовісної оцінки за рахунок вибору «поганої» фонові ділянки.

Ще складнішою виявляється ситуація при виборі еталонних гідробіологічних показників. Тут основна проблема полягає в тому, що критерієм вибору індикаційних організмів є їх широке розповсюдження, тривалий життєвий цикл, доступність та простота методики збору (вилову) у достатній кількості для статистичного обробітку. Передусім, це стосується досліджень коли обраний індикаційний показник не має відповідної бальної градації [107; 267].

Розглянуті проблеми відсутні при виборі еталонних умов в межах біосферних (заповідних) територій [119; 150], які дають змогу спостерігати за функціональними (продуктивність, кругообіг речовин та енергії) і структурними (видове різноманіття, чисельність видів тощо) змінами у певних екосистемах.

Доцільність такого вибору підтверджують й інші вчені [6], які поділяють еталонні створи на два типи: специфічні та регіональні. Перший тип представляють створи вище за течією від джерела забруднення. Другий тип – створи у відносно гомогенному регіоні з подібними умовами місцеіснування біоти. Як справедливо зазначає Семенченко В.П. [266], перший тип еталонних створів може використовуватись лише для обмежених цілей, що зводяться до визначення змін концентрацій специфічних забруднювачів. У тих випадках, коли необхідно визначити екологічний статус водного об'єкта, благополуччя водного середовища для живих організмів, доцільно використовувати регіональний тип еталонних створів, приурочений до заповідних територій [23; 24; 114; 267].





Необхідно зробити ще одне доповнення в розгляді даного питання. У Севільській стратегії ЮНЕСКО (1995 р.) в рамках Програми Організації Об'єднаних Націй по навколишньому середовищу (ЮНЕП) та прийнятої Міжнародної конвенції по біорізноманіттю (Ріо-де-жанейро, 1992 р.) зазначено: "... світове суспільство потребує біосферних територій, як провірених моделей, ... що сприяють збереженню навколишнього середовища, стійкому розвитку, розширенню наукової діяльності та моніторингу...". Серед цілей Стратегії, чітко окреслені можливості використання біосферних територій в якості регіональних та національних еталонів у наукових підходах до оцінок порушених екосистем:

- сприяти використанню біосферних територій для фундаментальних та прикладних досліджень;
- виділити репрезентативні біосферні території в якості регіональних центрів та експериментальних баз для розробки та тестування методів і підходів в галузі оцінки та моніторингу біологічного різноманіття, якості життя та гомеостазу їх мешканців;
- використовувати біосферні території на міжнародному, регіональному, національному та місцевому рівнях у якості еталонних об'єктів для здійснення наукових досліджень та довготривалого екологічного моніторингу;
- використовувати біосферні території для обліку представників флори та фауни та збору загальних даних екологічного характеру в наукових цілях;
- використовувати біосферні території для збереження *in situ* генетичних ресурсів, а також забезпечити відповідний зв'язок з програмами збереження видів *ex situ*;
- заохочувати розвиток міждисциплінарних та новаторських досліджень у межах біосферних територій, включаючи створення гнучких моделей для інтеграції соціальних, економічних та екологічних даних.

Всі розглянуті можливості вибору еталонних ділянок в межах біосферних (заповідних) територій, до цих пір у



достатньо широко, щоб дати остаточну відповідь про переваги регіональних еталонних умов, порівняно зі специфічними (місцевими) фоновими умовами. Однак, існують переконливі приклади успішності такого підходу, зокрема, при розробці методології оцінки мутагенного фону і генетичних ризиків для людини і біоти від дії мутагенних екологічних факторів, А.І. Горова в якості еталонної ділянки використовувала смт Нікіта Ялтинської міської Ради АР Крим, що має статус курортно-заповідної території національного значення [133].

Наша думка, заснована на фактичній ситуації досліджуваного регіону та аналізі літературних даних, зводиться до того, що основним та практично єдиним можливим шляхом проведення компаративної оцінки, є вибір еталонної ділянки в межах подібної за фізико-географічними та гідро-морфологічними умовами біосферної території. З огляду реалізації мети досліджень та вирішення поставлених завдань, це дозволить нам провести об'єктивне співставлення морфологічного та цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни річок Рівненської області з відповідними видами риб, що мешкають у подібній, але екологічно благополучній, непорушеній господарською діяльністю зоні.

Отже, в якості еталонної ділянки було обрано один із найкраще збережених природних комплексів заплав річок в Україні - Деснянсько-Старогутський національний природний парк, розташований у Середино-Будському районі Сумської області (рис. 2.2). Рішенням 21 сесії Міжнародної координаційної ради з програми ЮНЕСКО "Людина і біосфера", що відбулася в Південній Кореї, національному природному парку "Деснянсько-Старогутський" надано статус Деснянського біосферного резервату з включенням його до Світової мережі біосферних резерватів ЮНЕСКО (2009 р.).

На даний час, територія парку розглядається в якості ядра національного рівня в екологічній мережі Українського Полісся.



Рис. 2.2. Схема функціонального зонування НПП «Деснянсько-Старогутський» [145] та місце розміщення еталонного створу досліджень



Ведення господарської та наукової діяльності, менеджмент біорізноманіття та рекреаційне використання парку регулюється відповідно Закону «Про природно-заповідний фонд України» (1992 р.), Положенням про національний природний парк «Деснянсько-Старогутський» (2001 р.) згідно з Проектом організації території, охорони, використання та відтворення природних комплексів НПП «Деснянсько-Старогутський».

Відповідні дослідження та аналіз показників гомеостазу риб проводили на притоці 2-го порядку р. Десни – р. Десенка у Придеснянській частині парку, що представлена багаточисельними старицями, заплавними озерами, з розвиненою прибережно-водною рослинністю, торфяними болотами та луками і невеликими ділянками заплавних лісів.

Згідно фізико-географічного районування, ділянка належить до області Українського Полісся. За геоботанічним районуванням – це Шосткінський район соснових лісів та Східно-Європейської провінції широколистяних лісів. У зоогеографічному відношенні – це Поліський округ Європейської – підобласті Голарктичної біогеографічної підобласті [114].

Таким чином, обрана еталонна ділянка задовольняє всі необхідні умови для застосування компаративного підходу, що дозволяє відстежувати типологічні та регіональні особливості досліджуваних водних об'єктів, враховуючи сезонну динаміку їх показників та сприяє здійсненню оцінки за необмеженою кількістю параметрів [109]. У нашому випадку, раціональність вибору еталонної ділянки та прийняття її в якості моделі функціонування водного середовища в розрізі поставлених завдань, зводиться до наступного:

- репрезентативні та еталонна гідроекосистеми належать до однієї природно-кліматичної зони і характеризуються практично ідентичним природним складом поверхневих вод, гідрологічним режимом, температурними



характеристиками та продуктивністю кормової бази для досліджуваних видів риб;

- порівняно з трансформованими річками Рівненської області, на обраній еталонній гідроекосистемі збереглися природні умови для відтворення аборигенної іхтіофауни на фоні відсутності дії антропогенних чинників.

### **2.3. Оцінка стабільності розвитку риб за флюктууючою асиметрією парних морфологічних ознак**

Стабільність розвитку, як здатність організму до нормального розвитку (без порушень і помилок) є чутливим індикатором стану природних популяцій і дозволяє оцінювати сумарну величину антропогенного навантаження. Найбільш простим і доступним для широкого використання способом оцінки стабільності розвитку є визначення величини флюктууючої асиметрії білатеральних морфологічних ознак. Вона являє собою відхилення від суворої білатеральної симетрії внаслідок недосконалості онтогенетичних процесів і проявляється в незначних неспрямованих відмінностях між сторонами (в межах норми реакції організму). Отримана інтегральна оцінка якості середовища є відповіддю на запитання — якою є реакція живого організму на несприятливий вплив, що мав місце в період його розвитку [123; 155-158].

Визначення величини флюктууючої асиметрії білатеральних морфологічних структур при використанні меристичної (лічильної) ознаки у кожної особини проводиться шляхом підрахунку числа певних структур зліва і справа в зазначених межах. Популяційна оцінка виражається середньою арифметичною розбіжністю у кількості структур зліва і справа. При використанні пластичної (вимірювальної) ознаки у кожної особини вимірюють певні структури зліва і справа. Величина асиметрії обчислюється шляхом ділення різниці в промірах на двох сторонах на їх суму [158].



Для характеристики чистоти та стану водних екосистем рекомендовано використовувати найбільш звичайні, масові види риби: лящ *Abramis brama* (Linne, 1758); плітка *Rutilus rutilus* (Linne, 1758); річковий окунь *Perca fluviatilis* (Linne, 1758); щука *Esox luceus* (Linne, 1758); карась золотий *Carassius carassius* (Linne, 1758); сріблястий карась *Carassius auratus* (Bloch, 1783); бичок зеленчак *Zosterisessor ophiocephalus* (Pallas, 1811).

Для цих видів розроблені шкали бальних оцінок рівня стабільності розвитку їх організму [157]. Вибірки повинні складатися з особин східного віку. При вивченні дорослих риб необхідно враховувати, що отримані оцінки рівня флуктуючої асиметрії відображують вплив середовища на момент формування дослідних ознак. Оцінку ситуації на поточний момент дозволяє отримати аналіз вибірок цього літо. Рекомендований обсяг вибірки 20 особин.

Для аналізу найкраще використовувати щойно зловлену рибу. Зберігати матеріал зручно в замороженому вигляді. Можна фіксувати рибу в 4% формаліні або 70% етанолі. Слід уникати тривалого зберігання матеріалу, так як при цьому можливе порушення лускового покриву і деяких інших структур.

Для оцінки рівня стабільності розвитку при іхтіологічних дослідженнях використовуються ознаки, які нескладно обліковуються, такі як число променів парних плавців, число тичинок на першій зябровій дузі (додатково можна враховувати тичинки і на інших зябрових дугах), число лусок у бічній лінії та інші.

Спираючись на зазначені методики, в ході досліджень представників іхтіофауни у репрезентативних створах річкових гідроекосистем Рівненської області та еталонному створі було використано 9 білатеральних меристичних ознак найбільш масових місцевих видів риб: кількість променів у грудних ( $P$ ) і черевних плавцях ( $V$ ); кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі ( $sp.br.$ ); кількість пелюсток у



зябровій перетинці (*f.br.*); кількість лусок у бічній лінії (*jj.*); кількість лусок із сенсорними каналцями (*jj.sk.*); кількість рядів лусок над (*squ.1*) і під (*squ.2*) бічною лінією; кількість лусок збоку хвостового плавця (*squ.pl*) [259].

Рівень флуктуючої асиметрії оцінювали за інтегральним показником частоти асиметричного прояву ЧАП [158]:

$$ЧАП = \frac{\sum_{i=1}^k A_i}{n \cdot k}, \quad (2.1)$$

де ЧАП – число асиметричних проявів;  $A_i$  – число асиметричних проявів ознаки  $i$  (число особин, асиметричних за ознакою);  $n$  – чисельність виборки;  $k$  – число ознак.

В якості показника асиметрії для міжпопуляційного порівняння використовували середню частоту асиметричного прояву виду (ЧАПВ), що дає уявлення про стабільність розвитку особин за комплексом меристичних ознак. Морфологічний гомеостаз, що є результатом прояву мутагенних факторів водного середовища в період раннього онтогенезу риб визначали за середньою частотою асиметричного прояву на ознаку (ЧАПО).

Оцінка отриманих показників проводилась за шкалою, що наведена в табл. 2.2.

**Таблиця 2.2**

**Шкала для оцінки відхилень стану риб від умов норми [158]**

Бал	Значення показника стабільності розвитку ЧАП	Якість середовища
1	< 0,30	умовно нормальне
2	0,3 – 0,34	початкові (незначні) відхилення від норми
3	0,35 – 0,39	середній рівень відхилень від норми
4	0,40 – 0,44	суттєві (значні) відхилення від норми
5	0,45 та >	критичний стан

За встановленими показниками стабільності розвитку особин та їх морфологічним гомеостазом судили про якість





## 2.4. Оцінка цитогенетичного гомеостазу риб за мікроядерним тестом еритроцитів периферійної крові

Мікроядерний (*micronucleus*) тест (*MN-test*) є загальноприйнятим цитогенетичним методом оцінки мутагенної дії агентів різної природи. За допомогою цього метода проведено тестування на мутагенну активність великої кількості хімічних, фізичних, біологічних агентів, тест застосовується вже на перших етапах перевірок потенційних мутагенів та канцерогенів. *MN-test* заснований на обліку мікроядер у різних популяціях клітин, які активно діляться. Спочатку він був розроблений для еритроїдних клітин кісткового мозку, а згодом тест почали застосовувати для обліку мікроядер у ранніх сперматидях, у клітинах печінки плоду при вивченні трансплацентарної активності хімічних з'єднань, у клітинах слизової рота, лімфоцитах людини. На теперішній час облік мікроядер став можливим у більшості популяцій клітин з поділом для різних видів живих організмів.

На тепер *MN-test* вважається обов'язковим при токсикологічних дослідженнях у країнах Європейського Союзу та Японії [39].

Мікроядра являють собою округлі хроматинові утворення, які виявляються в цитоплазмі клітин у період інтерфази. Мікроядра мають походження від ядерного хроматину, однак вони значно менші за розміри основного ядра. До складу мікроядра можуть входити як окремі цілі хромосоми, так і їх фрагменти. Причини, що визначають порушення в процесі ділення та призводять до утворення мікроядер, можна пов'язати з факторами, які володіють статокінетичною дією. Тобто, ці фактори затримують та спричиняють порушення у фазах мітозу, які пов'язані з формуванням веретена поділу та розходженням хромосом. Мікроядра утворюються в





результаті не розходження, або відставання при розходженні хромосом до полюсів клітини, а як результат порушення веретена поділу. При нормальному мітозі сестринські хроматиди розходяться до різних полюсів. Рух відбувається в сторону того полюсу, з яким хроматиду пов'язує більша кількість мікротрубочок [45].

У тому випадку, коли кількість мікротрубочок обох полюсів рівна, під час анафази хроматиди лишаються на місці – утворюється відстаюча хроматида. Така хроматида, що не включена до ядра однієї з дочірніх клітин дає початок мікроядра. На стадії телофази ці фрагменти можуть включатись у ядра дочірніх клітин або утворювати поодинокі або багаточисельні мікроядра у цитоплазмі. Утворення мікроядер із фрагментів хромосом відбувається при переміщенні абerratних хроматинових структур з ядра до цитоплазми. Залежно від складу хроматину мікроядра поділяються на центромер-позитивні ( $C^+$ ) та центромер-негативні ( $C^-$ ). Спонтанне утворення мікроядер відбувається при некоректному вибудовуванні хромосом у метафазі, при запізненні хромосом у розходженні та при дефектах формування хромосомних місточків на пізніх стадіях мітозу, також мікроядра можуть утворюватись з мікроядер материнської клітини, з ядерних фрагментів, які утворюються при мітозі та з хромосом, які виштовхує ядро з наступним їх включенням у дочірню клітину [194].

Таким чином, мікроядра це фрагменти ядра в еукаріотичних клітинах, які не містять повного геному, необхідного для її виживання. Мікроядра являють собою патологічні структури, їх утворення пов'язане з хромосомною нестабільністю і можуть спостерігатись у тканинах будь-якої проліферуючої тканини [160; 187].

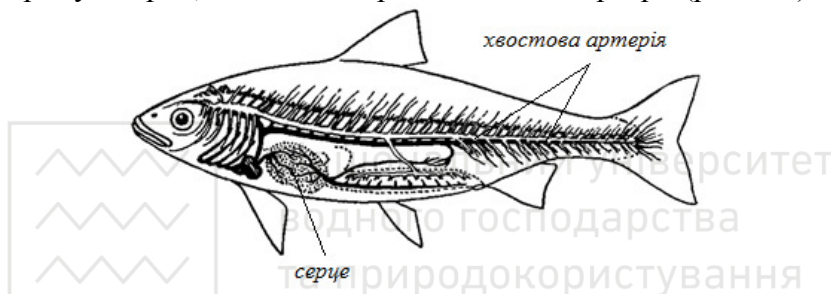
Реєстрація структурно-функціональних змін, за яких у клітинах виявляється наявність мікроядер, являє собою високоінформативний і разом з тим простий у технічному

відношенні метод оцінки впливу на організм різного роду несприятливих факторів [268].

Розміри мікроядер залежать від причин, що лежать в основі їх утворення. Як правило, крупні мікроядра будуть утворюватись за дії на організм різних мутагенів, а дрібні вказують на зниження потенційної можливості клітин до регенерації та репарації [159].

Проведений в ході наших досліджень *MN-тест* включав наступні етапи:

1. Взяття крові риб проводили за допомогою ін'єкційного шприцу з серця, або з підшкірної хвостової артерії (рис. 2.3).



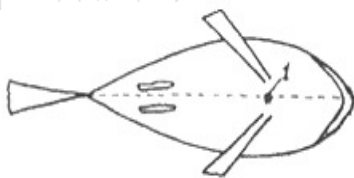
**Рис. 2.3.** Схематичне зображення органів кровоносної системи риби

При заборі крові з серця місце між грудними плавцями з боку черевця обробляли 70% спиртом для видалення слизу, що містить фермент тромбозіназу.

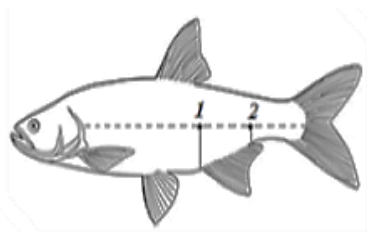
Оброблене місце просувалося серветкою.

Голку шприцу вводили в напрямку голови з боку черевця по сагітальній лінії між грудними плавцями під кутом 45° до фронтальної площини.

При заборі крові з підшкірної артерії у цьоголіток та тугорослих однорічок пункцію проводили в точці перетину бічної лінії та перпендикулярної до неї лінії, що йде від анального отвору (рис. 2.4 - а). У риб старших вікових категорій – у точці перетину бічної лінії та перпендикулярної до неї лінії, що йде від заднього краю анального плавця (рис. 2.4 - б).



а



б

**Рис. 2.4.** Місце взяття проб крові риб: а – цьоголітки та тугорослі одnorічки; б – старші вікові групи [272]

2. У разі певних обставин, мало місце відрізання хвоста риби ножом або скальпелем. Перед дослідженням зрізували спинний і анальний плавники, видаляли луску, слиз, протирали шкіру спиртом, потім відсікали хвостове стебло по медіальній лінії позаду анального плавника і збирали кров за допомогою пастерівської піпетки.

При взятті крові уникали натискання на м'язи тіла риби, аби, не вплинути на результати досліджень, через потрапляння до проби тканинної рідини.

3. Невеличку краплю взятої від риби крові наносили на предметне скло на відстані 1-1,5 см від його кінця. Великим і вказівним пальцями правої руки брали за ребро шліфоване скло, встановлювали його до поверхні предметного скла під кутом  $30-45^\circ$  і акуратно підводили тильним боком до краплі крові, в результаті чого остання розтікалась. Потім ковзним рухом шліфованого скла вперед кров рівномірно розподіляли у вигляді мазка по предметному скла. Правильно приготовлений мазок має бути рівномірним, поступово сходити нанівець, не мати розривів.





4. Готовий мазок підсушували на повітрі до зникнення вологого блиску.

5. Сухий мазок фіксували у стаканчиках із 96° етиловим спиртом 5-10 хв. Після закінчення фіксації препарат виймали зі спирту пінцетом, розміщували вертикально на фільтрувальному папері та очікували випаровування спирту.

6. Фарбували мазки в два етапи [210]:

- розчином метиленового синього з дистильованою водою (1:5). Фіксований мазок розміщували у чашках Петрі з фарбою на 10-15 хвилин. Після закінчення фіксації препарат виймали з фарби пінцетом, промивали в дистильованій воді та чекали його повного висихання на повітрі.

- азур-еозином за Романовським (з додаванням буферу) з розрахунку 10-12 крапель фарби на 10 мл дистильованої води. Фіксований мазок розміщували у чашках Петрі з фарбою на 15-20 хвилин. Після закінчення фіксації препарат виймали з фарби пінцетом, промивали в дистильованій воді та чекали його повного висихання на повітрі.

Виготовлений мазок розглядали при загальному збільшенні мікроскопа “Микротон-400” 10x100 з імерсією. Проглядалися і підраховувались еритроцити з ядерними порушеннями кожної особини риб.

7. При підрахунку клітин враховувались всі види мікроядер та ядерного матеріалу (додаток А). Аналізували від 1000 до 2500 клітин у кожної особини. Результати підрахунків виражали в проміле (‰). Результати досліджень для кожного виду риб виражали у вигляді усереднених даних із зазначенням середньоквадратичної похибки [77].

## **2.5. Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями**

Кількісні показники гідрохімічних параметрів якості поверхневих вод у контрольних створах були отримані згідно даних відділу аналітичного контролю Державного управління



охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області за 2009-2013 рр.

Якість поверхневих вод за вказані роки оцінювали за “Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [259], що набула чинності з 01 січня 1999 р. згідно наказу Мінекобезпеки України за №44 від 31.03.1998 року.

Методика включає оцінку гідрохімічних параметрів води за трьома блоками показників: блок сольового складу ( $I_1$ ), блок трофо-сапробіологічного (санітарно-гігієнічного) складу ( $I_2$ ) та блок специфічних речовин токсичної дії ( $I_3$ ). На основі єдиних екологічних критеріїв методика дозволяє порівнювати якість води на окремих ділянках водних об’єктів та у водних об’єктах різних регіонів і полягає в обчисленні інтегрального індексу якості води ( $I_e$ ) за формулою:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}. \quad (2.2)$$

Одержані величини блокових та інтегральних екологічних індексів, згідно екологічної класифікації, порівнювались з таким якісним станом води: відмінний стан 1,0-1,4 (еталон порівнянь); перехідний від відмінного до доброго 1,5-1,6; добрий 1,7-3,4; перехідний від доброго до задовільного 3,5-3,6; задовільний 3,7-5,4; перехідний від задовільного до поганого 5,5-5,6; поганий 5,7-6,4; перехідний від поганого до дуже поганого 6,5-6,6; дуже поганий 6,7-7,0.

Тут необхідно зауважити про нерівномірність забезпечення результатами аналітичних показників якості води в обраних контрольних створах спостережень річок області, що, власне, і обумовлено суттєвим скороченням програми державного моніторингу поверхневих вод. Так, найбільш повно за всіма блоками були охарактеризовані води досліджуваних гідроекосистем за 2009 рік. Зокрема, блок сольового складу представлений двома показниками: сульфати та хлориди. Трофо-сапробіологічний блок налічує 9 показників: завислі



речовини, рН, азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний, фосфор фосфатів, ХСК, БСК<sub>5</sub>, O<sub>2</sub>. Блок специфічних показників токсичної та радіаційної дії п'ятьма показниками: залізо загальне, мідь, цинк, марганець, фториди.

Починаючи з 2010 року помітне поступове зменшення кількості показників гідрохімічного контролю якості поверхневих вод. Передусім це позначилось на переліку показників специфічних речовин токсичної дії (фториди, марганець, цинк, мідь) та трофо-сапробіологічного блоку (азот амонійний, азот нітратний). З 2012 року програмою державного моніторингу водних ресурсів у Рівненській області було зменшено і кількість створів спостережень.

Таким чином, розрізнена і обмежена аналітична інформація дає можливість виконати тільки орієнтовну оцінку сучасної якості води річок в межах Рівненської області. Важливим також, є пояснення, що середні та найгірші значення кожного показника в межах трьох блоків не є конкретними (елементарними) значеннями, що характеризують різні пори року. Це середньоарифметичні величини кількох таких конкретних значень кожного показника впродовж відповідного року.

## **2.6. Використані підходи при розробці інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем**

Як було показано у першому розділі, більшість чинних методик оцінки поверхневих вод використовує співставлення фактичних та нормованих показників для порівняння умов у різних водоймах, або відстеження змін концентрацій забруднюючих речовин у часі в певному об'єкті (динаміка забруднень). Такий критеріальний підхід має цільовий характер та спрямований на визначення якості води для певного виду водокористування. Проте, світові та вітчизняні фахівці-гідроекологи визнають недосконалість таких підходів



через недостатнє напрацювання біологічної складової оцінки, яка має свої особливості в різних регіональних умовах.

Апробовані за останні роки результати інтегральних оцінок екологічного стану водойм, свідчать про необхідність розширення методичних можливостей визначення екологічного стану водного середовища [68; 109; 191; 204; 243].

Зокрема, при виборі та розробці параметрів та показників змін гідроекосистем під впливом антропогенного навантаження, критеріальні методи повинні доповнюватись компаративним підходом [107; 266]. Це означає, що проведення оцінки якості водного середовища повинно носити діагностичний характер.

Попри те, що до сих пір відсутня єдина думка в ході якого дослідження можна дати вичерпну відповідь про екологічний стан водойм, обов'язковими вимогами компаративної оцінки є [266]:

- врахування типологічних та регіональних особливостей водних об'єктів;
- достовірність метричного або бального (словесного) вираження показників;
- значимість (універсальність) в часі та просторі;
- можливість екстраполяції та співставлення отриманих (спостережуваних) показників;
- ступінь (спрямованість) змін значущості показників при їх поєднанні та можливості сумачії;
- можливості практичного отримання показників (матеріально-технічні, фінансові, кадрові та організаційні реалії).

З метою сприяння пошуків методик комплексної екологічної діагностики поверхневих вод, ВРД ЄС рекомендує розробляти та використовувати диференційовані класифікації для різних типів гідроекосистем, що передбачають визначення п'яти класів якості вод [25].



При цьому, для формалізації даної оцінки запропоновано використовувати екологічний індекс якості вод (EQR), що розраховується як відношення значення показника (індексу) репрезентативних вод з аналогічним показником (індексом) еталонних вод (табл. 2.3).

**Таблиця 2.3**

Оцінка екологічного стану водних об'єктів на підставі екологічного індексу якості вод [25]

Клас якості вод	Величина екологічного індексу якості вод (EQR)	Характеристика екологічного стану поверхневих вод
1	1 – 0,83	відмінний
2	0,82 – 0,62	добрий
3	0,61 – 0,41	задовільний
4	0,40 – 0,20	поганий
5	< 20	дуже поганий

Представлена в таблиці градація екологічного стану водойм, стала підставою для розробки інтегральної шкали діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем (за п'ятибальною схемою) та дозволила гармонізувати діапазони значень в разі відсутності даних про розподіл показників цитогенетичного гомеостазу риб.

З метою дотримання умов проведення експертної оцінки та постановки адекватного «екологічного діагнозу», нами були використані методи статистично-математичної обробки експериментальних даних [77; 164; 201; 252].

Обробку даних та візуалізацію отриманих результатів проводили в рамках програмних пакетів Microsoft Excel 2010 та Statistica 8.0.





## МОРФОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГОМЕОСТАЗУ РИБ РІЧКОВИХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

### 3.1. Оцінка рівнів флуктуючої асиметрії меристичних ознак риб

**Річка Случ.** Контрольні облови риби, з метою оцінки стабільності їх розвитку та морфологічного гомеостазу проводились на двох ділянках водотоку, які зазнають різного функціонального навантаження: створ №1 – с. Бистричі (0,5 км вище скиду очисних споруд ДП "Комунальник"); створ №2 – м. Березне (0,6 км нижче скидів о/с «Березневодоканал») впродовж 2011-2014 рр. Відстань між зазначеними створами становить близько 23,5 км.

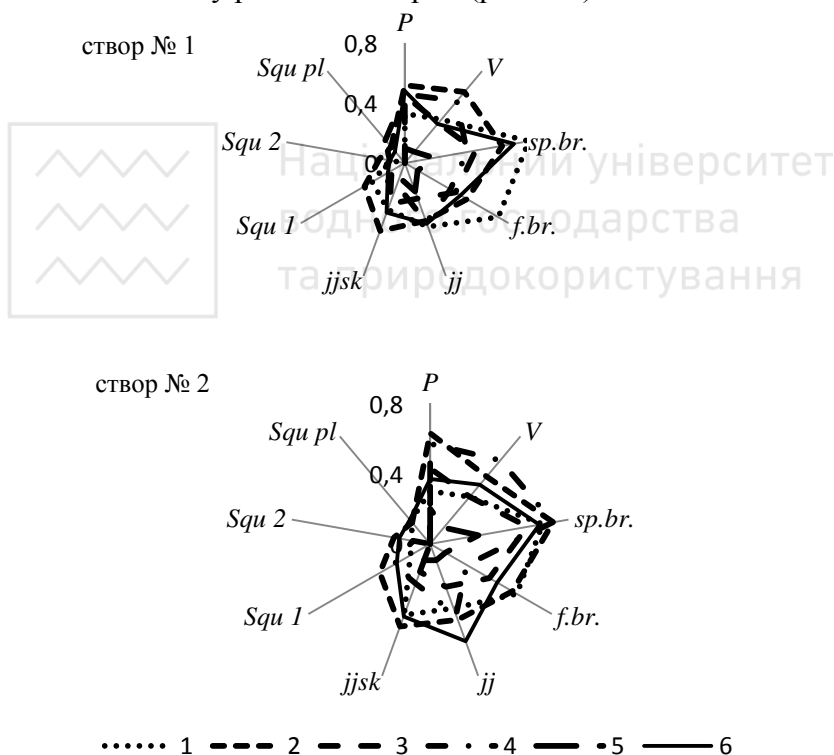
Результати проведених промірів білатеральних (парних) меристичних ознак риб, наведені в додатку Б, табл. Б.1-Б.2.

У створі №1, де гідроекосистема не зазнавала значного антропогенного тиску, ознаки морфогенетичних порушень в більшій мірі проявили такі види як: плітка, верховодка і краснопірка. Дещо меншими вони були у вибірках ляща та окуня, а у вибірці карася практично відсутні. У створі №2, де гідроекосистема зазнавала впливу промислових і побутових стічних вод, ознаки морфогенетичних порушень також виявились найпомітнішими у плітки. Помітні прояви порушень стабільності розвитку риб з другого створу спостерігали у таких видів як: лящ, верховодка і окунь. Найменш чутливим видом, як і у створі №1, виявився карась.

В той же час, як видно з наведених у табл. Б.1 і табл. Б.2 даних, рівні флуктуючої асиметрії у різних видів риб за різними ознаками не завжди були статистично достовірними за критерієм Стюдента (для  $P \leq 0,05$ ). В окремих випадках статистичний зв'язок взагалі був відсутній, що відображує повну симетричність білатеральних ознак та дозволяє говорити про незначний антропогенний вплив на представників іхтіофауни та гідроекосистему в цілому.

Для об'єктивної оцінки загального (інтегрального) показника асиметрії, важливим є використання ознак, з певною відповідністю розподілу їх асиметрії до нормального значення (симетричність відносно нуля) [112]. З цією метою, ми розрахували рівні ФА всіх меристичних ознак, які використовували при проведенні досліджень, що дозволило встановити частоту асиметричного прояву на ознаку (ЧАПО).

Для спрощення візуального сприйняття отриманих результатів та можливості порівняння отриманих значень за двома створами спостережень, нами були побудовані діаграми рівнів ФА ознак у різних видів риб (рис. 3.1).



**Рис. 3.1.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Случ в межах Березнівського району Рівненської області: 1 – верховодка, 2 – плітка, 3 – краснопірка, 4 – окунь, 5 – карась, 6 – лящ



можна помітити, що в обох створах для більшості проаналізованих видів риб, найбільша кількість асиметричних проявів була характерною для таких ознак як кількість променів у грудних ( $P$ ) та черевних ( $V$ ) плавцях, а також кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ( $sp.br$ ). В середньому, для різних видів риб ряд спадання асиметричності ознак був наступним:

- створ №1:  $sp.br > f.br. > P > V > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$ ;
- створ №2:  $sp.br > P > V > f.br. > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$ .

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у виборках проаналізованих видів риб (за ЧАПО та ЧАПВ) наведені у таблицях 3.1-3.2.

Отже, як у створі №1 так і у створі №2, найвищою виявилась частота асиметричного прояву виду плітки ( $0,42 \pm 0,18$  та  $0,45 \pm 0,18$  відповідно), що у бальному відношенні, згідно оціночної шкали [159], відповідало IV-V балам стабільності розвитку риб та характеризувало якість середовища у першому створі як «суттєві відхилення від норми», а у другому створі як «критичний стан». Найменші інтегральні показники ЧАПВ виявились у карася сріблястого ( $0,13 \pm 0,05$  та  $0,15 \pm 0,08$  відповідно), що відповідало I балу стабільності розвитку риб та «умовно нормальному» стану водного середовища.

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО по створах спостережень відповідали II балам в обох створах, що характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Щоправда, у створі №2 інтегральні показники ФА відповідають верхній межі II балу класифікації, що дає підстави стверджувати про реакцію гідроекосистеми р. Случ на вплив стічних вод м. Березне.

Таблиця 3.1

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Случ за комплексом парних меристичних ознак (створ №1)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,33	0,38	0,84	0,72	0,45	0,33	0,25	0,1	0,0	0,38±0,27	III
плітка	0,52	0,62	0,66	0,48	0,41	0,48	0,31	0,17	0,14	0,42±0,18	IV
краснопірка	0,45	0,35	0,48	0,39	0,25	0,29	0,1	0,0	0,0	0,33±0,13	II
окунь	0,46	0,54	0,42	0,35	0,42	0,15	0,2	0,1	0,2	0,32±0,16	II
карась	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,13±0,05	I
лящ	0,48	0,34	0,74	0,43	0,43	0,35	0,13	0,1	0,1	0,34±0,21	II
ЧАПО	0,39±0,15	0,39±0,18	0,56±0,24	0,41±0,20	0,36±0,11	0,28±0,14	0,20±0,11	0,12±0,07	0,11±0,09	<b>0,32</b>	<b>II</b>

Таблиця 3.2

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Случ за комплексом парних меристичних ознак (створ №2)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,30	0,35	0,65	0,57	0,39	0,43	0,13	0,1	0,17	0,34±0,19	II
плітка	0,63	0,5	0,71	0,54	0,46	0,50	0,33	0,21	0,16	0,45±0,18	V
краснопірка	0,43	0,35	0,56	0,39	0,26	0,17	0,0	0,0	0,0	0,36±0,14	III
окунь	0,57	0,62	0,71	0,24	0,43	0,24	0,24	0,1	0,0	0,35±0,25	III
карась	0,2	0,12	0,28	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,15±0,08	I
лящ	0,36	0,44	0,63	0,44	0,59	0,44	0,22	0,18	0,18	0,39±0,17	III
ЧАПО	0,42±0,16	0,40±0,17	0,59±0,16	0,38±0,18	0,37±0,17	0,31±0,16	0,15±0,13	0,10±0,09	0,9±0,08	<b>0,34</b>	<b>II</b>



Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ №3 – поблизу с. Івачків, верхів'я річки (природний фон), відстань від гирла 65 км; створ №4 – в межах міста Рівне (вплив скиду стічних вод), відстань від гирла 25-27 км; створ №5 – в межах смт. Оржів (контрольний пункт), 0,7 км від гирла.

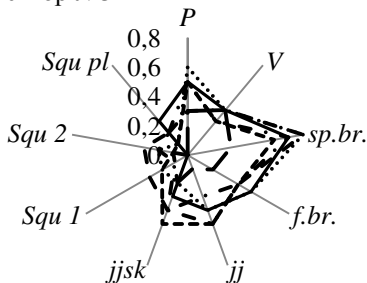
Усереднені результати проведених промірів меристичних ознак для всіх видів риб по окремих створах та їх статистичний обробіток наведено у додатку Б, табл. Б.3-Б.5.

Аналіз таблиць Б.3-Б.5 дозволяє відзначити, що статистично достовірними ( $P \leq 0,05$ ) були результати промірів парних меристичних ознак, в першу чергу для таких видів риб, як плітка, верховодка, краснопірка, окунь та лящ. Достовірність різниці меристичних промірів карася, як правило, не підтверджувалась відносно контрольних значень. Це, на нашу думку, може бути свідченням недостатньої показовості даного виду риби для проведення оцінок їх флуктуючої асиметрії з метою надання оцінок якості водного середовища.

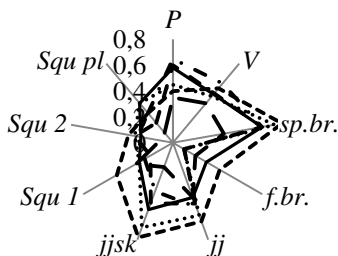
Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіопопуляцій р. Устя відносно нуля (рис. 3.3) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), а також кількість лусок у бічній лінії (*jj*). В середньому, для представників іхтіопопуляцій р. Устя ряд спадання ФА за меристичними ознаками був наступним:

- створ №3:  $sp.br > P > f.br. > V = jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$ ;
- створ №4:  $sp.br > jj > jj_{sk} > P > V > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2 > f.br.$ ;
- створ №5:  $sp.br > f.br. = P > jj > jj_{sk} > V > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$ .

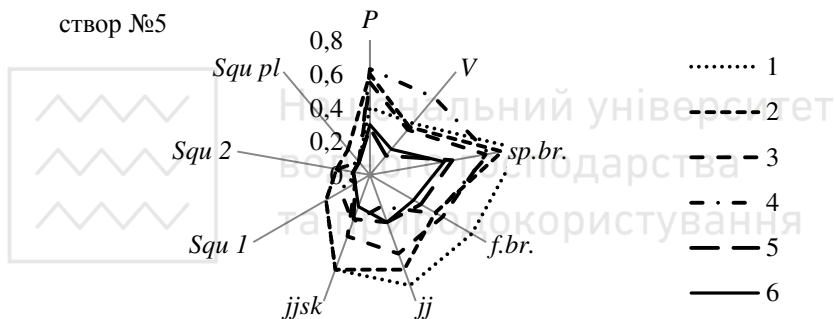
створ №3



створ №4



створ №5



**Рис. 3.2.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Устя: 1 - плітка; 2 - верховодка; 3 - краснопірка; 4 - карась сріблястий; 5 - лящ; 6 - окунь звичайний.

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричного прояву у вибірках проаналізованих видів риб (за ЧАПО та ЧАПП) наведені у таблицях 3.3 - 3.5.

Аналіз даних, представлених у таблицях результатів, дозволяє відзначити, що найвищі рівні ФА у третьому створі були характерні для краснопірки ( $0,40 \pm 0,17$ ) – IV бали, а також верховодки ( $0,38 \pm 0,23$ ) та плітки ( $0,36 \pm 0,19$ ), що відповідало III балам, згідно оціночної шкали [158].



У четвертому створі частота асиметричного прояву білатеральних ознак була найзначнішою у таких видів риби як плітка ( $0,53 \pm 0,19$ ) та верховодка ( $0,46 \pm 0,22$ ) – V балів, а також окунь ( $0,42 \pm 0,21$ ) та краснопірка ( $0,40 \pm 0,21$ ) – IV бали.

У створі №5 ЧАПВ виявилась найсуттєвішою для верховодки та плітки, відповідно  $0,48 \pm 0,26$  та  $0,46 \pm 0,21$ , що відповідало V балам стабільності розвитку риби.

Найнижчі рівні ЧАПВ представників іхтіофауни р. Устя, які відповідали I балу оціночної шкали, були характерними для карася сріблястого:  $0,19 \pm 0,13$  у третьому створі,  $0,28 \pm 0,13$  у четвертому створі та  $0,24 \pm 0,14$  у п'ятому створі.

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО мали помітні відмінності по створах спостережень. Так, у третьому створі вони були найменшими і відповідали II балам, що давало підстави оцінити якість водного середовища поблизу витоку р. Устя як «початкові (незначні) зміни». У четвертому створі (в межах м. Рівне) якість водного середовища за показниками частоти асиметричного прояву відповідала IV балам та оцінювалась як «суттєві (значні) відхилення від норми». У п'ятому створі (поблизу гирла р. Устя) стан гідроекосистеми дещо покращився до III балів, з характеристикою «середній рівень відхилення від норми».

**Річка Стир.** Контрольні облови риби проводили у репрезентативних створах відносно рівня антропогенного навантаження: створ №6 – с. Привітівка (межа Зарічненського та Володимирецького районів) - відстань від гирла 120 км; створ №7 – смт Зарічне ( $0,3$  км нижче скиду з о/с ВКП "Зарічне"), відстань від гирла 87 км; створ №8 – с. Іванчиці Зарічненського р-ну,  $1$  км нижче впадіння р. Стубла, (прикордонний пункт з Білоруссю),  $74$  км від гирла.

Усереднені результати проведених промірів меристичних ознак для всіх видів риби по окремих створах та їх статистичний обробіток наведено у додатку Б, табл. Б.6-Б.8.

Таблиця 3.3

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Устя за комплексом парних меристичних ознак (створ №3)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,6	0,4	0,8	0,5	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	0,38±0,23	III
плітка	0,5	0,3	0,6	0,4	0,5	0,5	0,2	0,1	0,1	0,36±0,19	III
краснопірка	0,3	0,4	0,8	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3	0,2	0,40±0,17	IV
окунь	0,5	0,3	0,7	0,4	0,3	0,4	0,1	0,2	0,2	0,34±0,18	II
карась	0,3	0,4	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0	0,19±0,13	I
лящ	0,5	0,4	0,7	0,5	0,4	0,3	0	0	0,3	0,34±0,23	II
ЧАПО	0,45±0,12	0,37±0,05	0,65±0,19	0,4±0,11	0,37±0,15	0,33±0,12	0,15±0,10	0,15±0,10	0,15±0,10	<b>0,34</b>	<b>II</b>

Таблиця 3.4

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Устя за комплексом парних меристичних ознак (створ №4)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,45	0,47	0,8	0,1	0,6	0,7	0,3	0,3	0,4	0,46±0,22	V
плітка	0,4	0,55	0,86	0,42	0,65	0,78	0,5	0,35	0,3	0,53±0,19	V
краснопірка	0,6	0,5	0,7	0,1	0,5	0,5	0,2	0,3	0,2	0,40±0,21	IV
окунь	0,65	0,6	0,7	0,1	0,53	0,4	0,25	0,28	0,3	0,42±0,21	IV
карась	0,35	0,4	0,4	0,2	0,45	0,2	0,33	0,1	0,1	0,28±0,13	I
лящ	0,58	0,49	0,7	0,3	0,45	0,55	0,3	0,25	0,4	0,45±0,15	V
ЧАПО	0,51±0,12	0,50±0,07	0,69±0,16	0,20±0,13	0,53±0,08	0,52±0,21	0,31±0,10	0,26±0,09	0,28±0,12	<b>0,42</b>	<b>IV</b>



Таблиця 3.5

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Устя за комплексом парних меристичних ознак (створ №5)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,4	0,4	0,9	0,7	0,7	0,6	0,3	0,2	0,1	0,48±0,26	V
плітка	0,6	0,37	0,8	0,45	0,6	0,6	0,3	0,2	0,2	0,46±0,21	V
краснопірка	0,55	0,35	0,7	0,5	0,5	0,39	0,1	0,2	0,1	0,38±0,21	III
окунь	0,63	0,6	0,72	0,46	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,38±0,24	III
карась	0,28	0,15	0,5	0,35	0,3	0,28	0,1	0,1	0,1	0,24±0,14	I
лящ	0,3	0,2	0,45	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,23±0,12	I
ЧАПО	0,46±0,15	0,35±0,16	0,68±0,17	0,46±0,14	0,43±0,19	0,35±0,17	0,18±0,09	0,15±0,05	0,12±0,04	<b>0,36</b>	<b>III</b>



Аналіз табл. Б.6-Б.8 свідчить про відсутність чітких

закономірностей щодо розподілу статистичної достовірності для різних видів риб. Так, в межах контрольних створів р. Стир статистична достовірність відхилень результатів промірів окремих меристичних ознак від контрольних не підтверджувалась для трьох видів риб: ляща, карася сріблястого та окуня річкового. Статистично достовірними ( $P \leq 0,05$ ) були значення промірів для таких видів риб, як плітка, верховодка та краснопірка. Хоча, у шостому створі, деякі з ознак плітки мали достовірність на рівні  $P \leq 0,01$ , що свідчить про несуттєві рівні ФА даного виду в межах зазначеної контрольної ділянки.

Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіопопуляцій р. Стир відносно нуля (рис. 3.3) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість променів у грудних плавцях ( $P$ ), кількість променів у черевних плавцях ( $V$ ), кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ( $sp.br$ ), а також кількість лусок у бічній лінії ( $jj$ ). В середньому, для представників іхтіофауни р. Стир ряд спадання ФА за меристичними ознаками був наступним:

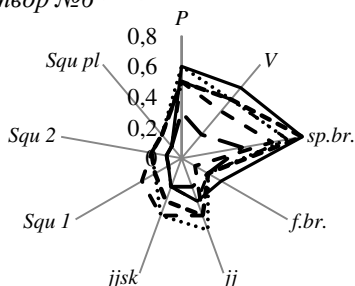
- створ №6:  $sp.br > P > V > jj > jj_{sk} > f.br. > Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$ ;
- створ №7:  $sp.br > P > V > f.br. > jj > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2$ ;
- створ №8:  $sp.br > V > jj > P > jj_{sk} > Squ_{pl} > Squ_1 > Squ_2 = f.br.$

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричного прояву у вибірках проаналізованих видів риб що були виловлені у контрольних створах річки Стир (за ЧАПВ та ЧАПО) наведені у таблицях 3.6-3.8.

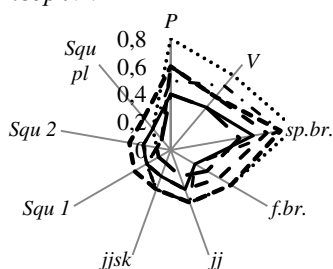
Аналіз даних, представлених у таблицях, дозволяє відзначити, що найвищі рівні ФА у шостому створі були характерні для верховодки ( $0,39 \pm 0,07$ ) та плітки ( $0,37 \pm 0,07$ ), що відповідає III балам стабільності розвитку організмів та свідчить про середні порушення морфологічного гомеостазу.



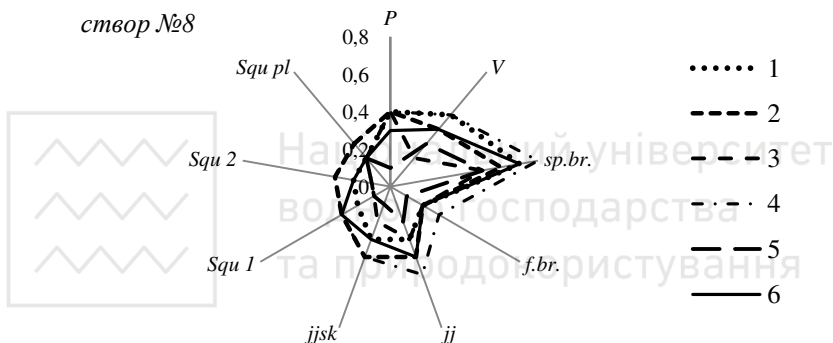
створ №6



створ №7



створ №8



**Рис. 3.3.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Стир:  
1 - плітка; 2 - верховодка; 3 - краснопёрка; 4 - карась серебряный; 5 - лящ; 6 -  
окунь обычный.

У створі №7 показник ЧАПВ був найзначнішим також у верховодки ( $0,46 \pm 0,10$ ) та плітки ( $0,44 \pm 0,06$ ), відповідно V та IV бали стабільності розвитку організмів. На рівні III балів виявилась стабільність розвитку окуня річкового із частотою асиметричного прояву виду  $0,38 \pm 0,08$ .

У створі №5 рівні ЧАПВ виявились найсуттєвішими для верховодки та плітки, відповідно  $0,48 \pm 0,26$  та  $0,46 \pm 0,21$ , що відповідало V балам стабільності розвитку організмів.

Таблиця 3.6

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Стир за комплексом парних меристичних ознак (створ № 6)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ек</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,6	0,5	0,7	0,2	0,5	0,4	0,2	0,2	0,2	0,39±0,07	III
плітка	0,5	0,5	0,8	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,37±0,07	III
краснопірка	0,5	0,4	0,6	0,1	0,4	0,4	0,3	0,2	0,2	0,34±0,06	II
окунь	0,5	0,5	0,7	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,30±0,08	I
карась	0,3	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,20±0,04	I
лящ	0,6	0,6	0,8	0,3	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,34±0,09	II
ЧАПО	0,5±0,05	0,45±0,06	0,67±0,07	0,2±0,03	0,35±0,05	0,28±0,04	0,17±0,04	0,15±0,02	0,15±0,02	<b>0,32</b>	<b>II</b>

Таблиця 3.7

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Стир за комплексом парних меристичних ознак (створ №7)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ек</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,8	0,7	0,9	0,5	0,4	0,3	0,2	0,1	0,2	0,46±0,10	V
плітка	0,6	0,5	0,8	0,5	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,44±0,06	IV
краснопірка	0,6	0,5	0,7	0,4	0,3	0,2	0,2	0,1	0,1	0,34±0,08	II
окунь	0,5	0,6	0,8	0,2	0,4	0,3	0,2	0,2	0,2	0,38±0,08	III
карась	0,4	0,4	0,5	0,3	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,24±0,06	I
лящ	0,4	0,4	0,6	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,30±0,05	I
ЧАПО	0,55±0,07	0,52±0,05	0,72±0,07	0,35±0,06	0,33±0,04	0,23±0,04	0,2±0,03	0,17±0,04	0,18±0,03	<b>0,36</b>	<b>III</b>

Таблиця 3.8

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Стир за комплексом парних меристичних ознак (створ №8)

Вид риб	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,4	0,5	0,7	0,2	0,3	0,3	0,2	0,2	0,2	0,33±0,06	II
плітка	0,4	0,4	0,6	0,2	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,37±0,04	III
краснопірка	0,4	0,2	0,5	0,2	0,3	0,2	0,1	0,1	0,2	0,24±0,05	I
окунь	0,4	0,5	0,8	0,3	0,5	0,4	0,3	0,3	0,3	0,42±0,06	IV
карась	0,1	0,3	0,5	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,19±0,05	I
лящ	0,3	0,4	0,7	0,2	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,33±0,06	II
ЧАПО	0,33±0,05	0,38±0,05	0,63±0,05	0,2±0,03	0,35±0,05	0,28±0,05	0,22±0,04	0,20±0,04	0,23±0,02	<b>0,31</b>	<b>II</b>



Найнижчі рівні ФА білатеральних ознак риб р. Устя, які відповідали I балу оціночної шкали, були характерними для карася сріблястого:  $0,19 \pm 0,13$  у третьому створі,  $0,28 \pm 0,13$  у четвертому створі та  $0,24 \pm 0,14$  у п'ятому створі.

Середні величини ЧАПП та ЧАПО мали помітні відмінності по створах спостережень. Так, у третьому створі вони були найменшими і відповідали II балам, що давало підстави оцінити якість середовища поблизу витоку р. Устя як «початкові (незначні) зміни». У четвертому створі (в межах м. Рівне) якість водного середовища за показниками частоти асиметричного прояву ознак риб відповідала IV балам та оцінювалась як «суттєві (значні) відхилення від норми». У п'ятому створі (поблизу гирла р. Устя) стан гідроекосистеми дещо покращився до III балів, з характеристикою «середній рівень відхилення від норми».

**Річка Замчисько.** Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ №9 – 4,5 км вище м. Костопіль, в межах с. Мала Любаша (фоновий пункт для м. Костопіль), 21,5 км від гирла; створ №10 – м. Костопіль, в межах міста, 0,3 км нижче впадіння скидного каналу з о/с ВАТ “Костопільський склозавод” і ДКП “Костопільводоканал” (вплив скиду стічних вод), 11,9 км від гирла.

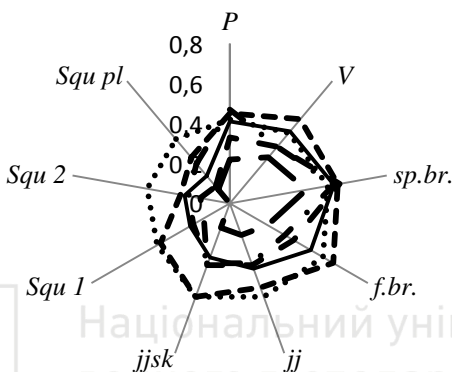
Усереднені результати проведених промірів меристичних ознак для всіх видів риб наведено у додатку Б, табл. Б.9, Б.10.

Так, статистично достовірними ( $P \leq 0,05$ ) були результати промірів парних меристичних ознак, в першу чергу для таких видів риб, як краснопірка, окунь річковий і карась сріблястий у першому створі та плітка, краснопірка, окунь річковий і лящ у другому створі. Достовірність різниці окремих меристичних промірів відносно контрольних значень не підтверджувалась для плітки у першому створі та для карася сріблястого у другому створі.

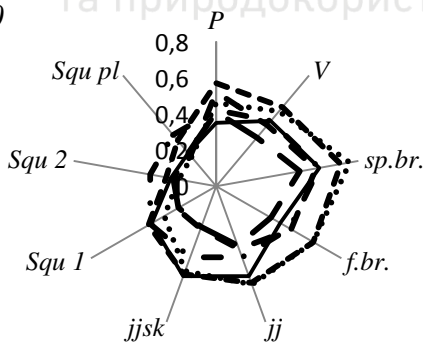


У контрольних створах р. Замчисько для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br.*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), а також кількість лусок у бічній лінії (*jj*) (рис. 3.4).

створ № 9



створ № 10



..... 1    --- 2    - - - 3    - . - 4    — - 5    — 6

**Рис. 3.4.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіопопуляцій р. Замчисько: 1 - плітка; 2 - верховодка; 3 - краснопірка; 4 - карась сріблястий; 5 - лящ; 6 - окунь звичайний.



Отже, ряд спадання ЧАПО для представників їхтіопопуляцій р. Устя був наступним:

- створ №9:  $sp.br > f.br. = V > P > jj = jj_{sk} > Squ_1 > Squ_{pl} > Squ_2$ ;
- створ №10:  $sp.br > f.br. > V = jj > P > jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 > Squ_{pl}$

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб (за ЧАПВ та ЧАПО) наведені у таблицях 3.9 - 3.10.

Так, у створі №9, найвищі середні величини ЧАПВ були встановлені для верховодки ( $0,46 \pm 0,05$ ) та плітки ( $0,45 \pm 0,12$ ), що оцінювало стабільність розвитку особин в межах V балів. Середні значення ЧАПВ ляща ( $0,35 \pm 0,13$ ) оцінювали стабільність розвитку особин в межах III балів. Ще меншою виявилась середня ЧАПВ для особин окуня ( $0,33 \pm 0,11$ ) та краснопірки ( $0,30 \pm 0,14$ ), що оцінювали стабільність їх розвитку в межах II балів. Середня стабільність розвитку особин карася сріблястого оцінювалась в межах I балу, із частотою асиметричного прояву виду  $0,17 \pm 0,13$ .

У створі №10 вибірки плітки та окуня також відповідали V балам стабільності розвитку, відповідно із середньою частотою асиметричного прояву видів  $0,51 \pm 0,14$  та  $0,47 \pm 0,18$ . Стабільність розвитку особин окуня та ляща відповідали IV балам, відповідно середні значення ЧАПВ становили  $0,44 \pm 0,06$  та  $0,42 \pm 0,12$ . Вибірка краснопірки відповідала III балам стабільності розвитку, із середніми значеннями ЧАПВ  $0,37 \pm 0,14$ , а вибірка карася сріблястого II балам ( $0,32 \pm 0,09$ ).

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО відповідали II балам у створі №9 та IV балам у створі №10. Це дало підстави оцінити якість водного середовища річки Замчисько відповідно як «початкові (незначні) зміни» у фоновому створі для м. Костопіль та «суттєві (значні) відхилення від норми» в межах міста після скиду о/с.



Таблиця 3.9

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Замчисько за комплексом парних меристичних ознак (створ №9)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,42	0,46	0,5	0,54	0,5	0,5	0,42	0,42	0,42	0,46±0,05	V
плітка	0,45	0,55	0,55	0,6	0,45	0,5	0,4	0,25	0,3	0,45±0,12	V
краснопірка	0,33	0,37	0,56	0,37	0,33	0,33	0,15	0,15	0,11	0,30±0,14	II
окунь	0,47	0,37	0,53	0,32	0,32	0,32	0,21	0,21	0,26	0,33±0,11	II
карась	0,22	0,3	0,39	0,22	0,17	0,13	0	0	0,09	0,17±0,13	I
лящ	0,41	0,47	0,53	0,47	0,35	0,29	0,23	0,23	0,18	0,35±0,13	III
ЧАПО	0,38±0,09	0,42±0,09	0,51±0,06	0,42±0,14	0,35±0,12	0,35±0,14	0,24±0,16	0,21±0,14	0,23±0,13	<b>0,34</b>	<b>II</b>

Таблиця 3.10

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Замчисько за комплексом парних меристичних ознак (створ №10)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,46	0,54	0,75	0,62	0,58	0,5	0,33	0,21	0,21	0,47±0,18	V
плітка	0,57	0,57	0,7	0,62	0,57	0,52	0,43	0,28	0,33	0,51±0,14	V
краснопірка	0,52	0,44	0,56	0,48	0,37	0,25	0,25	0,22	0,22	0,37±0,14	III
окунь	0,42	0,47	0,58	0,47	0,42	0,42	0,42	0,37	0,37	0,44±0,06	IV
карась	0,41	0,35	0,47	0,35	0,35	0,24	0,24	0,24	0,24	0,32±0,09	II
лящ	0,35	0,47	0,58	0,41	0,53	0,53	0,41	0,25	0,24	0,42±0,12	IV
ЧАПО	0,46±0,08	0,47±0,08	0,61±0,10	0,49±0,12	0,47±0,10	0,41±0,13	0,35±0,09	0,26±0,06	0,27±0,07	<b>0,42</b>	<b>IV</b>



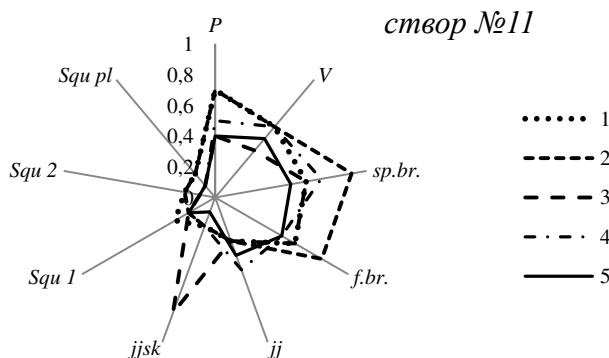
Контрольні облови риби проводили у створі в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс» (вплив скиду стічних вод), відстань від гирла 11 км.

Зазначимо, що у даному створі вилови карася сріблястого, що не дозволило були малочисельними отримати достатнього об'єму вибірки для аналізу рівнів флуктуючої асиметрії.

Усереднені результати проведених промірів меристичних ознак для всіх видів риб наведено у додатку Б, табл. Б.11.

Так, відсутність статистичної достовірності між результатами промірів парних меристичних ознак та їх контрольними значення була виявлена лише для односторонніх показників верховодки. Для решти видів статистична достовірність промірів була переважно на рівні  $P \leq 0,05$ .

Для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br*), кількість променів у грудних плавцях (*P*), кількості лусок із сенсорними канальцями (*jj*) та кількості пелюсток у зябровій перетинці (*f.br*) (рис. 3.5).



**Рис. 3.5.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіопопуляцій р. Слубелка: 1 - плітка; 2 - верховодка; 3 - краснопірка; 4 - лящ; 5 - окунь звичайний.



Ряд спадання ЧАПО для представників іхтіопопуляцій р. Стубелка був наступним:

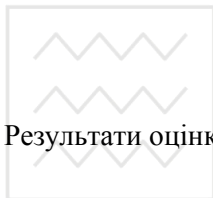
- створ №11:  $sp.br > f.br. > P = V > jj = jj_{sk} > Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$ ;

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб р. Стубелка за ЧАПВ та ЧАПО (табл. 3.11) свідчать, що найвищі середні величини ЧАПВ були характерні для плітки ( $0,46 \pm 0,10$ ), що оцінювалось V балом стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «критичний стан». Частота асиметричного прояву ознак верховодки ( $0,41 \pm 0,07$ ) виявляла IV бал стабільності розвитку організмів та характеризувала якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми». ЧАПВ краснопірки ( $0,39 \pm 0,09$ ) та окуня ( $0,38 \pm 0,08$ ) оцінювалось III балом стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «середні відхилення від норми». Найнижчою виявилась ЧАПВ ляща ( $0,31 \pm 0,06$ ) – II бала, «початкові (незначні) зміни».

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіопопуляцій р. Стубелка (контрольний створ №11) відповідали III балам. Це дало підстави оцінити якість водного середовища річки як «середні відхилення від норми».

**Річка Іква.** Контрольні облови риби проводили у створах з різним рівнем антропогенного навантаження: створ №12 – с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.; створ №13 – в межах села Іванне Дубенськогор-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»; створ №14 – в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла.

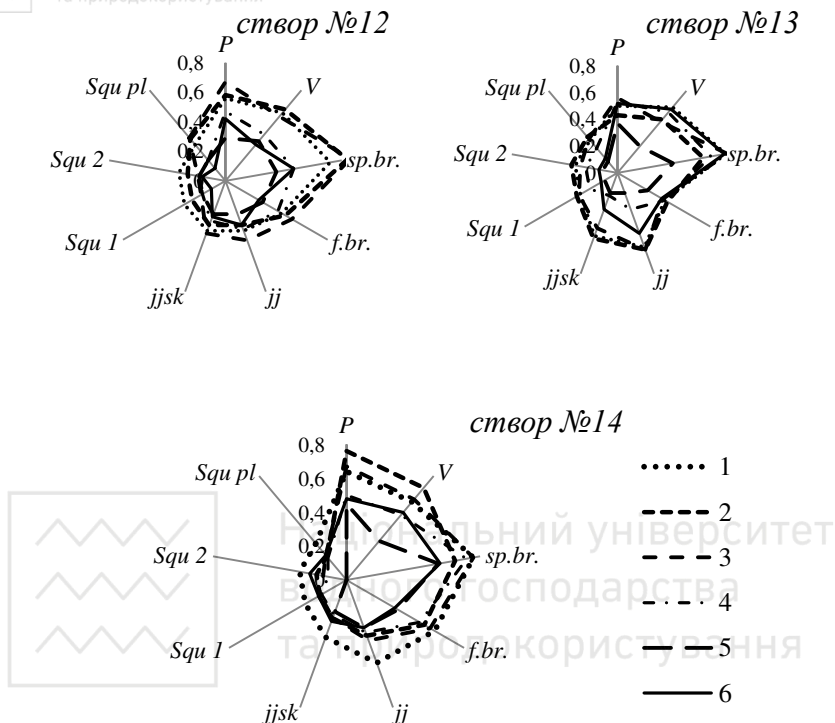
Для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі ( $sp.br$ ), кількість променів у грудних плавцях ( $P$ ), кількості лусок із сенсорними канальцями ( $jj$ ) та кількості пелюсток у зябровій перетинці ( $f.br$ ) (додаток Б, табл. Б. 12-Б.14, рис. 3.6).



Таблиця 3.11

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Стубелка за комплексом парних меристичних ознак (створ №11)

Вид риб	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів ( $A/n$ )									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	$P$	$V$	$sp.br.$	$f.br.$	$jj$	$jj_{ск}$	$squ._1$	$squ._2$	$squ.pl$		
верховодка	0,7	0,6	0,6	0,6	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,41±0,07	IV
плітка	0,7	0,6	0,9	0,8	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2	0,46±0,10	V
краснопірка	0,4	0,4	0,6	0,6	0,3	0,8	0,2	0,1	0,1	0,39±0,09	III
окунь	0,5	0,6	0,7	0,5	0,5	0,2	0,2	0,1	0,1	0,38±0,08	III
лящ	0,4	0,5	0,5	0,5	0,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,31±0,06	II
ЧАПО	0,54±0,08	0,54±0,04	0,66±0,08	0,60±0,06	0,36±0,04	0,30±0,14	0,22±0,02	0,14±0,03	0,14±0,03	<b>0,39</b>	<b>III</b>



**Рис. 3.6.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Іква: 1 - верховодка; 2 - плітка; 3 - краснопёрка; 4 - окунь звичайний; 5 – карась сріблястий; 6 – лящ.

Ряд спадання ЧАПО для представників іхтіофауни р. Іква був наступним:

- створ №12:  $sp.br. > V = P > f.br. > jj = jj_{sk} > Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$ ;
- створ №13:  $sp.br. > P = V > jj = jj_{sk} > f.br. = Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$ ;
- створ №14:  $sp.br. = P > V > f.br. > jj = jj_{sk} = Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$ .

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб р. Іква за ЧАПВ та ЧАПО представлені у табл. 3.12-3.14.

Таблиця 3.12

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Іква за комплексом парних меристичних ознак (створ №12)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,56	0,6	0,72	0,44	0,36	0,36	0,32	0,32	0,32	0,44±0,05	IV
плітка	0,58	0,63	0,84	0,47	0,32	0,32	0,26	0,26	0,37	0,45±0,07	V
краснопірка	0,67	0,57	0,86	0,52	0,43	0,38	0,19	0,19	0,38	0,47±0,08	V
окунь	0,47	0,41	0,47	0,41	0,35	0,29	0,18	0,18	0,18	0,33±0,04	II
карась	0,29	0,35	0,35	0,29	0,24	0,24	0,18	0,18	0,18	0,26±0,02	I
лящ	0,42	0,32	0,47	0,26	0,32	0,26	0,11	0,16	0,11	0,27±0,05	I
ЧАПО	0,49±0,06	0,48±0,06	0,62±0,09	0,39±0,05	0,34±0,03	0,31±0,02	0,21±0,03	0,22±0,03	0,26±0,05	<b>0,37</b>	<b>III</b>

Таблиця 3.13

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Іква за комплексом парних меристичних ознак (створ №13)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,5	0,64	0,82	0,41	0,59	0,5	0,32	0,32	0,32	0,49±0,06	V
плітка	0,43	0,52	0,65	0,43	0,61	0,52	0,35	0,35	0,35	0,47±0,04	V
краснопірка	0,56	0,5	0,83	0,39	0,61	0,44	0,33	0,28	0,33	0,47±0,06	V
окунь	0,53	0,59	0,71	0,41	0,29	0,18	0,24	0,24	0,24	0,38±0,07	III
карась	0,37	0,26	0,42	0,26	0,16	0,16	0,11	0,11	0,11	0,22±0,04	I
лящ	0,52	0,62	0,81	0,38	0,48	0,29	0,14	0,14	0,14	0,39±0,08	III
ЧАПО	0,49±0,03	0,52±0,06	0,71±0,07	0,38±0,03	0,46±0,09	0,35±0,07	0,25±0,05	0,24±0,04	0,25±0,05	<b>0,40</b>	<b>IV</b>

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Іква за комплексом парних меристичних ознак (створ №14)

Таблиця 3.14

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів ( $A/n$ )									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	$P$	$V$	$sp.br.$	$f.br.$	$jj$	$jj_{ск}$	$squ._1$	$squ._2$	$squ.pl$		
верховодка	0,64	0,6	0,76	0,6	0,52	0,36	0,28	0,28	0,28	0,48±0,06	V
плітка	0,76	0,71	0,65	0,53	0,35	0,24	0,18	0,18	0,18	0,42±0,09	IV
краснопірка	0,67	0,62	0,76	0,57	0,38	0,24	0,19	0,14	0,19	0,42±0,08	IV
окунь	0,5	0,5	0,72	0,5	0,33	0,22	0,17	0,11	0,17	0,36±0,07	III
карась	0,45	0,3	0,55	0,35	0,3	0,2	0	0	0	0,24±0,07	II
лящ	0,48	0,52	0,56	0,33	0,3	0,26	0,19	0,22	0,19	0,34±0,05	II
ЧАПО	0,58±0,06	0,54±0,06	0,67±0,04	0,48±0,05	0,36±0,04	0,25±0,03	0,17±0,04	0,16±0,04	0,17±0,04	<b>0,38</b>	<b>III</b>



Так, у створі № 12 найвищі середні величини ЧАПВ були характерні для краснопірки ( $0,47 \pm 0,08$ ) та плітки ( $0,45 \pm 0,07$ ), що оцінювалось V балом стабільності розвитку організмів та характеризувало якість водного середовища як «критичний стан».

Стабільності розвитку на рівні IV балу була встановлена за частотою асиметричного прояву верховодки ( $0,44 \pm 0,05$ ), що характеризувало якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми».

Цікаво, що в даному створі ЧАПВ окуня ( $0,33 \pm 0,04$ ) оцінювалось II балом стабільності розвитку організмів, що характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Найнижчою виявилась ЧАПВ ляща ( $0,27 \pm 0,05$ ) та карася ( $0,26 \pm 0,02$ ) – I бал, що характеризувало стан водного середовища як «умовно нормальне».

Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників їхтіофауни р. Іква у репрезентативному створі №12 відповідали III балам, що оцінювало якість водного середовища як «середні відхилення від норми».

У створі №13 частота асиметричного прояву меристичних ознак, що відносила якість водного середовища до V класу, була виявлена відразу в трьох видів риб. Зокрема, для верховодки її величина становила  $0,49 \pm 0,06$ ; для плітки  $0,47 \pm 0,04$ ; для краснопірки  $0,47 \pm 0,06$ . ЧАПВ окуня ( $0,38 \pm 0,07$ ) та ляща ( $0,39 \pm 0,08$ ) відповідала III балам; карася ( $0,22 \pm 0,04$ ) I балу, що оцінювало якість водного середовища відповідно як «середній рівень відхилень від норми» та «умовно нормальне». Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників їхтіофауни відповідали IV балам та свідчили про «суттєві (значні) відхилення від норми» якості водного середовища р. Іква у репрезентативному створі №13.

У створі №14 найвищим V балом характеризувалась частота асиметричного прояву верховодки ( $0,48 \pm 0,06$ ). Стабільність розвитку плітки ( $0,42 \pm 0,09$ ) та краснопірки





( $0,42 \pm 0,08$ ) була на рівні IV балів; окуня ( $0,36 \pm 0,07$ ) III балів; ляща ( $0,34 \pm 0,05$ ) та карася ( $0,24 \pm 0,07$ ) II балів. Середні величини ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни р. Іква у репрезентативному створі №14 відповідали III балам та свідчили про «середній рівень відхилень від норми» якості водного середовища.

Отже, частота асиметричного прояву меристичних ознак риб на дослідних ділянках річки відображає зміну екологічного статусу річки в межах створу №13, що зазнає впливу стічних вод. Одночасно, в створі №12, репрезентативність якого полягає в характеристиках водного середовища на вході річки в Рівненську область з Тернопільської, відмічається незадовільність екологічної ситуації. Аналогічною є ситуація і поблизу гирла річки (створ №14), де встановлено «середні відхилення від норми» водного середовища. Зазначене можна оцінити як реакцію представників іхтіофауни на дію антропогенних чинників середовища існування, яка проявляється внаслідок послаблення компенсаторних механізмів їх організмів.

**Річка Горинь.** Контрольні облови риби проводили у двох репрезентативних створах, що розташовані у північній частині Рівненської області: створ №15 – в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП “Міськводоканал”; створ №16 – в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю.

Усереднені результати проведених промірів меристичних ознак для всіх видів риб наведено у додатку Б, табл. Б.15-Б.16.

Рівні флюктууючої асиметрії меристичних ознак у проаналізованих видів риб були статистично достовірними за критерієм Стюдента (для  $P \leq 0,05$ ) у переважній більшості випадків, що дозволяє говорити про відгук морфологічного гомеостазу представників іхтіофауни р. Горинь на екологічні умови середовища існування.



Статистична достовірність на рівні  $P \leq 0,01$  була характерною для асиметрії меристичних ознак карася сріблястого в обох репрезентативних створах річки, що, як показують результати проведеної оцінки на інших річках області, пояснюється стійкістю даного виду до несприятливих чинників у водному середовищі.

Симетричність розподілу білатеральних (парних) ознак представників іхтіофауни р. Горинь відносно нуля (рис. 3.7) свідчить, що в усіх створах для більшості проаналізованих видів риб, найвищі рівні ФА були характерні для таких ознак як кількість зябрових пелюсток у першій зябровій дузі (*sp.br.*), кількість променів у грудних (*P*) і черевних (*V*) плавцях.

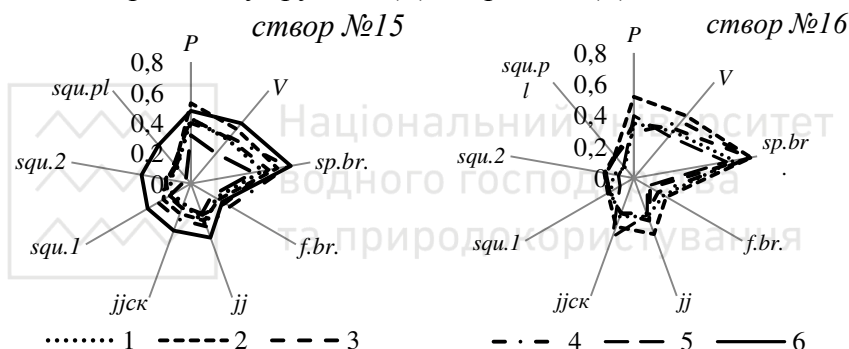


Рис. 3.7 Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак риб р. Горинь:  
1 - верховодка; 2 - плітка; 3 - краснопёрка; 4 - окунь звичайний; 5 – карась сріблястий; 6 – лящ.

У цілому, частота асиметричного прояву ознак (ЧАПО) для представників іхтіофауни р. Горинь мала наступний ряд спадання:

- створ №15:  $sp.br. > P > V > jj > f.br. > jj_{sk} = Squ_1 > Squ_2 = Squ_{pl}$ ;
- створ №16:  $sp.br. > V > P > jj_{sk} > jj > f.br. > Squ_1 = Squ_2 > Squ_{pl}$

Результати розрахунків інтегрального показника частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб р. Горинь за ЧАПВ та ЧАПО представлені у табл. 3.15-3.16.

Таблиця 3.15

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Горинь за комплексом парних меристичних ознак (створ №15)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,43	0,38	0,48	0,19	0,29	0,14	0,14	0,14	0,14	0,26±0,05	I
плітка	0,53	0,47	0,58	0,21	0,26	0,21	0,21	0,16	0,16	0,31±0,06	II
краснопірка	0,43	0,39	0,52	0,26	0,22	0,17	0,17	0,17	0,17	0,28±0,05	I
окунь	0,40	0,40	0,65	0,30	0,30	0,25	0,25	0,15	0,15	0,32±0,05	II
карась	0,32	0,26	0,42	0,16	0,21	0,16	0,16	0,05	0,05	0,20±0,04	I
лящ	0,48	0,52	0,67	0,24	0,38	0,33	0,33	0,33	0,33	0,40±0,05	IV
ЧАПО	0,43±0,03	0,40±0,04	0,55±0,04	0,23±0,02	0,28±0,03	0,21±0,03	0,21±0,03	0,17±0,04	0,17±0,04	<b>0,3</b>	<b>II</b>

Таблиця 3.16

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни р. Горинь за комплексом парних меристичних ознак (створ №16)

Вид риби	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захаров)
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jj<sub>ск</sub></i>	<i>squ.<sub>1</sub></i>	<i>squ.<sub>2</sub></i>	<i>squ.pl</i>		
верховодка	0,35	0,39	0,65	0,22	0,26	0,26	0,17	0,13	0,09	0,28±0,06	II
плітка	0,52	0,52	0,76	0,24	0,38	0,33	0,19	0,19	0,19	0,37±0,07	III
краснопірка	0,35	0,41	0,76	0,12	0,29	0,24	0,18	0,18	0,18	0,30±0,07	II
окунь	0,29	0,47	0,76	0,18	0,24	0,24	0,18	0,18	0,18	0,31±0,07	II
лящ	0,40	0,35	0,60	0,10	0,25	0,40	0,10	0,10	0,10	0,27±0,06	I
ЧАПО	0,38±0,04	0,43±0,03	0,71±0,04	0,17±0,03	0,28±0,03	0,29±0,03	0,16±0,02	0,16±0,02	0,15±0,02	<b>0,31</b>	<b>II</b>



Так, найвищі середні величини ЧАПВ у створі № 15 були характерні для ляща ( $0,4 \pm 0,05$ ), що виявляло IV бал стабільності розвитку особин даного виду та оцінювало якість водного середовища як «суттєві (значні) відхилення від норми». Помітно нижчими виявились значення ЧАПВ для інших видів риб. Зокрема, стабільність розвитку окуня ( $0,32 \pm 0,05$ ) та плітки ( $0,31 \pm 0,06$ ) була на рівні II балів, що характеризувало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми». Для верховодки ( $0,26 \pm 0,05$ ), краснопірки ( $0,28 \pm 0,05$ ) та карася ( $0,20 \pm 0,04$ ) були встановлені найнижчі значення асиметрії, які свідчили про I бал стабільності розвитку та характеризували якість водного середовища як «умовно нормальне». Середні величини ЧАПВ та ЧАПО риб у даному створі відповідали II балам, що оцінювало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми».

У репрезентативному створі №16 найгірші характеристики стабільності розвитку отримали проаналізовані особини плітки, ЧАПВ яких ( $0,31 \pm 0,06$ ) відповідало III балу та характеризувало якість водного середовища як «середній рівень відхилень від норми». Стабільність розвитку верховодки ( $0,28 \pm 0,06$ ), краснопірки ( $0,30 \pm 0,0$ ) та окуня ( $0,31 \pm 0,07$ ) оцінювалась II балами, ляща I балом. Середні величини ЧАПВ та ЧАПО проаналізованих вибірок риб у даному створі, аналогічно попередньому, відповідали II балам та оцінювало якість водного середовища як «початкові (незначні) відхилення від норми».

Таким чином, загальний морфологічний гомеостаз представників іхтіофауни р. Горинь може вважатись відносно стабільним як у створі після скиду стічних вод, так і у створі де рівень антропогенного навантаження незначний.



### 3.2. Перевірка розподілу частоти асиметричного прояву ознак за математичними критеріями

У біологічних та природничих дослідженнях часто виникає необхідність опису залежності функціонального зв'язку між проаналізованими величинами, які зведено у табличну форму, або представлено у вигляді набору точок з координатами ( $x_i$ ;  $y_i$ ) при  $i=0,1,2,\dots,n$ , де  $n$  - загальна кількість точок. У випадках, коли ці дані отримані експериментально, має місце похибка, обумовлена впливом різноманітних за фізичною природою факторів, що супроводжують вимірювання. Тому, пошук функціональної залежності між експериментальними величинами полягає у встановленні апроксимації (наближення), що найкраще описує залежність  $y(x)$ . Аналітична залежність  $y = f(x)$  має назву регресійної залежності, а її пошук – простого регресійного аналізу [164; 205].

З метою перевірки відповідності розподілу величин ЧАПВ та ЧАПО представників іхтіофауни досліджуваних річок Рівненської області було оцінено апроксимацію рівнів флуктуючої асиметрії меристичних ознак риб за допомогою трендових моделей, що і є змістом регресійного аналізу.

При цьому, в якості незалежної змінної ( $x$ ) була прийнята видова приналежність досліджуваних видів риб, а в якості залежної змінної ( $y$ ) – розраховані рівні флуктуючої асиметрії їх парних меристичних ознак. Опис набору даних проводили за допомогою трьох видів ліній тренду: лінійної, логарифмічної та поліноміальної (додаток В). Зауважимо, що лінія тренду підтверджує точність фактичних даних, коли величина вірогідності апроксимації ( $R^2$ ) рівна або близька до 1.

Аналіз отриманих величин вірогідності апроксимації свідчить, що найбільш тісним виявився функціональний зв'язок рівнів ФА риб за поліноміальним типом трендової моделі третього ступеню (табл. 3.17).



**Таблиця 3.17**

Коливання величини вірогідності апроксимації рівнів флюктууючої асиметрії білатеральних меристичних ознак риб у репрезентативних створах річкових гідроєкосистем Рівненської області

Тип трендової моделі	$R^2$	Вид риб					
		верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ
лінійна	сер.	0,5239	0,5576	0,5682	0,6163	0,6140	0,5461
	макс.	0,8466	0,9274	0,8475	0,8927	0,8082	0,8177
	мін.	0,0544	0,1023	0,2007	0,2791	0,1119	0,2408
логарифмічна	сер.	0,3956	0,4273	0,4549	0,5025	0,4847	0,4147
	макс.	0,8016	0,8899	0,7392	0,7413	0,7026	0,7294
	мін.	0,0031	0,0135	0,0588	0,1582	0,0521	0,0674
поліноміальна	сер.	0,7502	0,7253	0,7006	0,7347	0,7588	0,7058
	макс.	0,9432	0,9926	0,9562	0,9499	0,947	0,961
	мін.	0,0871	0,2244	0,3763	0,4672	0,5486	0,3979

Зокрема, для досліджуваних видів риб, середні величини  $R^2$  поліноміальної моделі коливались в межах 0,7006-0,7588. Середні величини вірогідності апроксимації лінійної та логарифмічної моделей були помітно меншими та коливались в межах 0,5239-0,6361 та 0,3956-0,5025 відповідно.

Відомо, що поліноміальна модель є доцільною при описі величин, що поперемінно зростають та убують, і корисною для аналізу великого набору даних про нестабільну величину. При цьому, ступінь поліному визначається кількістю екстремумів (максимумів і мінімумів) кривої. У нашому випадку, вибір поліному третього ступеня пояснюється наявністю одного або двох екстремумів серед показників асиметричного прояву ознак риб.

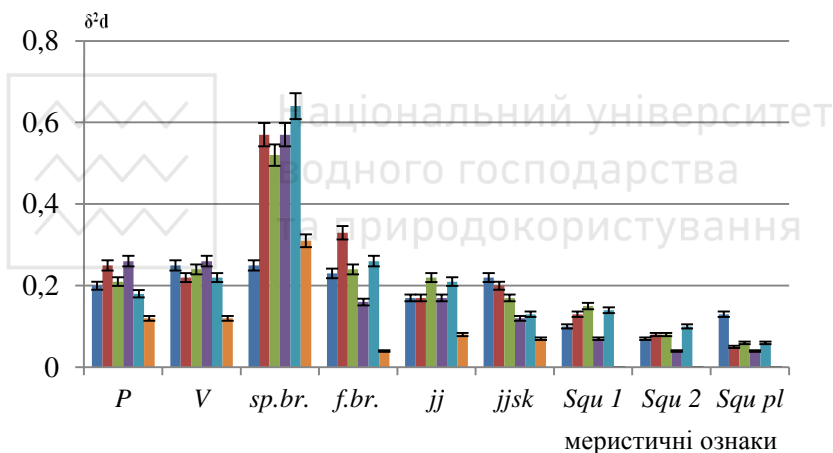
Отже, враховуючи достатньо високі значення величин вірогідності апроксимації поліноміальної моделі для всіх видів риб, проведені проміри меристичних ознак та розраховані рівні їх асиметричного прояву можуть вважатись достовірними, однак це потребує певних підтверджень.

При використанні методів математичної статистики надзвичайно важливо знати і закон розподілу властивостей,



представлена масивом емпіричних даних з певним законом розподілу ймовірностей реалізації її значень. Тому будь-яка статистична обробка передбачає й оцінку закону розподілу. Зокрема, мірою, яка часто використовується при оцінках розподілу ФА є дисперсія по асиметрії ( $\sigma_a^2$ ), котра розраховується для кожної з морфологічних ознак [113; 158].

Для проаналізованих видів риб річкових гідроекосистем Рівненської області найвищі рівні дисперсії по асиметрії були характерні для таких морфологічних ознак як кількість зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі та кількість зябрових пелюсток (рис. 3.8).



**Рис. 3.8** Дисперсія асиметрії меристичних ознак досліджуваних видів представників іхтіофауни річкових гідроекосистем Рівненської області

Середні величини даного показника у різних видів риб коливались відповідно від 0,64 до 0,25 для *sp.br.* та від 0,04 до 0,23 для *f.br.* Найнижчим виявився розподіл середніх величин дисперсії по асиметрії таких показників як кількість рядів лусок під бічною лінією (*Sgu2*) та кількість лусок збоку хвостового плавця (*Sgu.pl*), що коливались відповідно в межах від 0,00 до 0,10 та від 0,00 до 0,13.



Виявлення розрізнених величин дисперсії асиметрії зумовило проведення додаткової перевірки гіпотези про нормальність емпіричного розподілу досліджуваних ознак, адже, нормальний розподіл є симетричний відносно середнього значення і є "ідеальний" - не загострений і не згладжений.

Для кількісної оцінки відхилення від нормального розподілу дослідники використовують міри асиметрії й ексцесу [113; 260], що визначаються як:

$$A = \frac{m_3}{\sigma^3} = \frac{1}{\sigma^3} \sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^3 p_i = 0; \quad (3.1)$$

$$E = \frac{m_4}{\sigma^4} - 3 = \left[ \frac{1}{\sigma^4} \sum_{i=1}^n (x_i - \mu)^4 p_i \right] - 3 = 0, \quad (3.2)$$

де  $m_i$  – центральний момент порядку  $i$ ;  $\mu$  – математичне сподівання;  $\sigma$  – дисперсія величини.

Вважається, що при нормальному розподілі параметричні показники асиметрії та ексцесу дорівнюють нулю, але реально таке майже не спостерігається. Про достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального свідчать показники  $t_A$  і  $t_E$ , які  $\leq 3$ . Дисперсії асиметрії та ексцесу відповідно дорівнюють:

$$D(A) = \frac{6(n-1)}{(n+1) \cdot (n+3)}; \quad (3.3)$$

$$D(E) = \frac{24 \cdot n \cdot (n-2) \cdot (n-3) \cdot (n-5)}{6(n-1)^2 \cdot (n+3) \cdot (n+5)}, \quad (3.4)$$

де  $n$  – загальна кількість досліджуваних ознак.

Вихідні дані для перевірки гіпотези про нормальність емпіричного розподілу асиметрії меристичних ознак досліджуваних видів риб наведені у табл. 3.18.





**Таблиця 3.18**

**Розрахунок середнього значення дисперсії асиметрії  
меристичних ознак досліджуваних видів риб**

Вид риб	Дисперсія по асиметрії ( $\sigma_a^2$ ) меристичних ознак									M $\pm$ m
	<i>P</i>	<i>V</i>	<i>sp.br.</i>	<i>f.br.</i>	<i>jj</i>	<i>jjsk</i>	<i>S<sub>qu 1</sub></i>	<i>S<sub>qu 2</sub></i>	<i>S<sub>qu pl</sub></i>	
Верховодка	0,2	0,25	0,25	0,23	0,17	0,22	0,1	0,07	0,13	0,18 $\pm$ 0,126
Плітка	0,25	0,22	0,57	0,33	0,17	0,2	0,13	0,08	0,05	
Краснорірка	0,18	0,22	0,64	0,26	0,21	0,13	0,14	0,10	0,06	
Окунь	0,26	0,26	0,57	0,16	0,17	0,12	0,07	0,04	0,04	
Карась	0,12	0,12	0,31	0,04	0,08	0,07	0,00	0,00	0,00	
Лящ	0,21	0,24	0,52	0,24	0,22	0,17	0,15	0,08	0,06	
Середнє	0,20	0,22	0,48	0,21	0,17	0,15	0,10	0,06	0,06	

Результати розрахунків емпіричних критеріїв  $t_A$  і  $t_E$ , що виконувались за допомогою основних (3.1-3.4) та проміжних формул [113] в рамках програмного пакету MS Excel представлені в табл. 3.19.

**Таблиця 3.19**

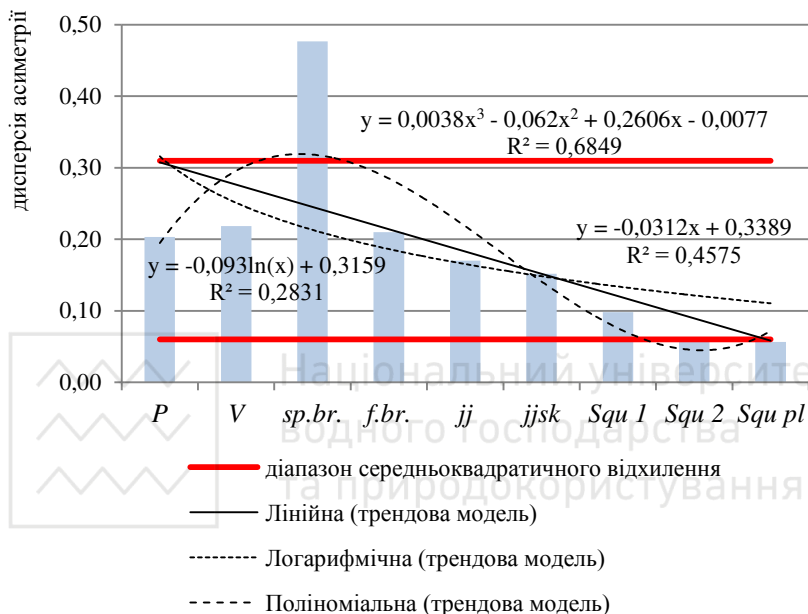
**Результати розрахунків емпіричних критеріїв  $t_A$  і  $t_E$**

Показники	Значення
<i>n</i>	9,00
<i>A<sub>x</sub></i>	1,71
<i>E<sub>x</sub></i>	3,94
<i>m<sub>A</sub></i>	0,63
<i>m<sub>E</sub></i>	1,84
<b><i>t<sub>A</sub></i></b>	<b>2,71</b>
<b><i>t<sub>E</sub></i></b>	<b>2,14</b>

Отже, результати розрахунків свідчать про достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального ( $t_A=2,71 \leq 3$ ;  $t_E=2,14 \leq 3$ ) дисперсії по асиметрії меристичних ознак представників іхтіофауни річкових гідроecosистем Рівненської області.



На підставі отриманих даних, було побудовано графік середніх значень дисперсії асиметрії всіх проаналізованих меристичних ознак з нанесенням меж їх середньоквадратичного відхилення (рис. 3.9).

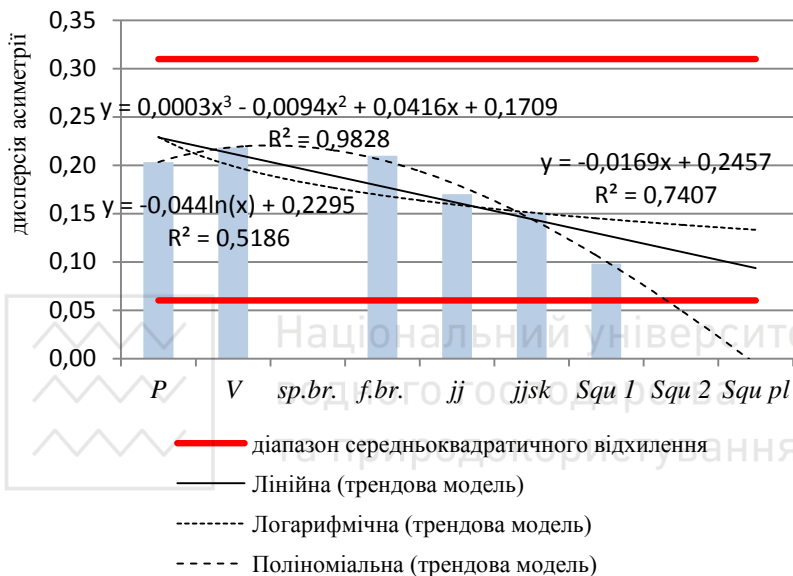


**Рис. 3.9.** Регресійний аналіз середніх значень дисперсії асиметрії меристичних ознак досліджуваних видів риб у діапазоні емпіричного розподілу

Аналіз рисунку дозволяє помітити, що середні значення дисперсії асиметрії таких меристичних ознак як кількість зябрових тичинок на першій зябровій дузі, кількість рядів лусок під бічною лінією та кількість лусок збоку хвостового плавця не входять у діапазон нормального розподілу середніх значень асиметрії ( $0,18 \pm 0,127$ ) решти проаналізованих ознак. Крім того, перевірка за допомогою простої регресії виявляє залежність між асиметрією ознак лише згідно поліноміальної залежності третього ступеня ( $R^2 = 0,684$ ). Отже, припускаємо,



що з метою спрощення проведення оцінки морфометричного гомеостазу, ці показники можливо не використовувати. Для перевірки даного припущення знову скористаємось елементами регресійного аналізу середніх величин дисперсії асиметрії тих показників, які увійшли до діапазону нормального розподілу (рис. 3.10).



**Рис. 3.10.** Регресійний аналіз середніх значень дисперсії асиметрії меристичних ознак риб у діапазоні нормального розподілу

Таким чином, отримані лінійна, логарифмічна та поліноміальна залежність мають високий рівень апроксимації, відповідно 0,74; 0,52 та 0,98, що підтверджує тісну залежність розподілу асиметрії врахованих меристичних ознак риб.

Необхідно зробити доповнення, що на рівні популяційних оцінок асиметрія різних ознак звичайно виявляється високоскорельованою. Узгодженість їх змін є надійним свідченням того, що в досліджуваній групі вибірок дійсно існують відмінності за загальною стабільністю розвитку. І, навпаки, відсутність такої узгодженості та помітне відхилення



величини асиметрії окремих ознак має випадковий характер та, відповідно, виявляються неузгодженими [157; 158].

Те, що дисперсія асиметрії кількості зябрових тичинок на 1-й зябровій дузі (*sp.br.*) мала помітне переважання величини дисперсії асиметрії інших ознак, скоріше пов'язане з травмуванням риби під час вилову або вимірів, а отже розцінюється нами здебільшого як похибка вимірювань. Тому, облік даної ознаки при оцінках стабільності розвитку риб може призводити до певних спотворень результатів. Щодо двох інших ознак, дисперсія асиметрії яких не увійшла до діапазону нормального розподілу (*squ.2* та *squ.pl*), можна припустити, що рівні їх флуктуючої асиметрії не виявляють чутливості до екологічних умов водного середовища. Це, на нашу думку, дозволяє виключити згадані ознаки з переліку необхідних меристичних промірів риб дослідного регіону. До того ж, погляд авторів методики оцінки стабільності розвитку організмів [155-158] акцентує увагу на необхідності пошуків оптимального набору меристичних ознак різних груп організмів для окремих регіональних умов, за рівнями їх мінливості та величиною асиметрії.

На підставі проведеної обробки результатів досліджень за необхідними математичними критеріями, пропонуємо при оцінках морфометричного гомеостазу риб Рівненської області використовувати шість меристичних ознак, дисперсія асиметрії яких має достовірну відмінність емпіричного розподілу від нормального та характеризується високим рівнем апроксимації за трендовими рівняннями: *P*, *V*, *f.br.*, *jj*, *jj<sub>sk</sub>*, *Sgu1*.

Не менш важливим є вибір видів риб, стабільність розвитку яких можна вважати мірою середовищного стресу. Відомо, що пониження гомеостазу є платою за виживання на межі можливостей виду. Однак, умови, що викликають порушення стабільності розвитку для одного виду виявляються оптимальними для іншого виду, який характеризується високою стабільністю розвитку [42-44; 157].



Так, серед шести проаналізованих видів риб досліджуваного регіону, у переважній більшості випадків, найвищі рівні ФА відмічались у плітки та верховодки (в середньому IV бали по репрезентативним створам). Морфологічний гомеостаз окуня та краснопінки був дещо кращим, із середньою стабільністю розвитку проаналізованих вибірок близько III балів. Усереднені показники ФА вибірок ляща свідчать про II бал, карася про I бал стабільності розвитку виду в умовах річкових гідроекосистем області. Очевидно, що різні представники іхтіофауни мають різну чутливість до умов середовища, тому для з'ясування інтегрального стану гідроекосистеми цілком виправданим є аналіз стабільності розвитку декількох видів організмів.

Теоретичне обґрунтування даного популяційного методу та його підтвердження практичними результатами, що наведені в першому розділі роботи, дозволяють чітко окреслити коло питань, на які дає відповідь оцінка стабільності розвитку: чи супроводжуються зміни середовища змінами стану організмів. Однак, для забезпечення повноти та об'єктивності моніторингу «здоров'я» гідроекосистем необхідно оцінити узгодженість змін стабільності розвитку проаналізованих видів риб з індивідуальними показниками гомеостазу їх організмів [60; 74].



## РОЗДІЛ 4

### ЦИТОГЕНЕТИЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГОМЕОСТАЗУ РИБ РІЧКОВИХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ

Для скринінгу та моніторингу мутагенів самої різної природи успішно використовуються показники цитогенетичного гомеостазу, що є індикаторами стресу організмів. Зокрема, ядерні порушення в еритроцитах периферійної крові риб відображують сприятливість водного середовища на момент вилову риби [279]. Цікаво, що за умови усунення стресового фактору, дана фізіологічна реакція організму може повертатись до норми [270; 292].

Одним із завдань наших досліджень був аналіз стану найбільш масових видів риб річкових гідроєкосистем Рівненщини на організаційному рівні, а саме оцінка їх цитогенетичного гомеостазу на підставі мікроядерного тестування (*MN*-тест) еритроцитів периферійної крові.

#### 4.1. Кількісна оцінка порушень ядерного апарату еритроцитів крові риб

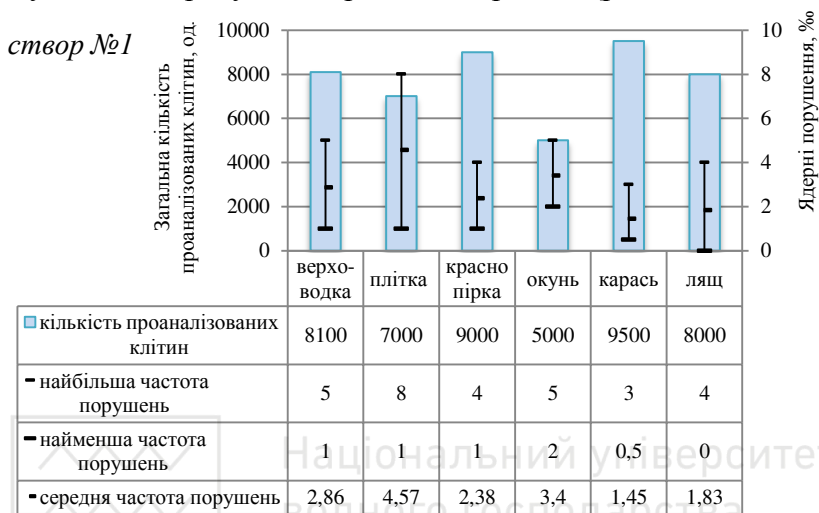
**Річка Случ.** Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 108 екз. (табл. 4.1).

**Таблиця 4.1**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Случ, екз.

Вік риб № створу	Вид											
	Верховодка		Плітка		Краснопірка		Окунь		Карась		Лящ	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
1+	4	5	3	6	4	7	-	-	-	2	2	3
2+	2	4	2	5	2	6	3	5	3	4	3	4
3+	2	-	2	3	2	2	2	4	2	3	2	4
4+	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-

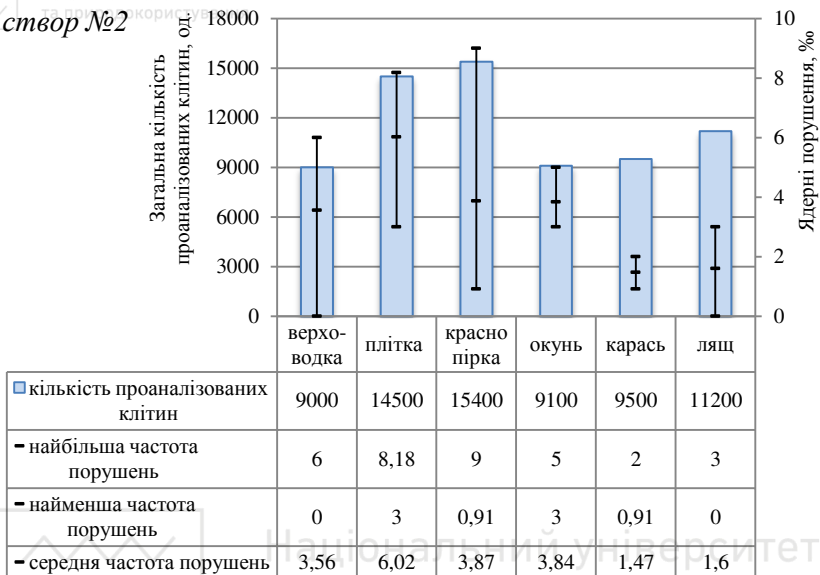
Для обліку частоти ядерних порушень аналізували від 1000 до 2000 еритроцитів кожної особи, за допомогою MN-тесту. Результати підрахунків виражали в проміле (рис. 4.1, 4.2).



**Рис. 4.1.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №1 - р. Случ (в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»)

Так, у створі №1 найвищі значення середніх частот ядерних порушень були характерні для плітки ( $4,57 \pm 0,42\%$ ). Наступними за величиною були середні частоти ядерних порушень окуня ( $3,4 \pm 0,29\%$ ), верховодки ( $2,86 \pm 0,26\%$ ), краснопірки ( $2,38 \pm 0,11\%$ ), ляща ( $1,83 \pm 0,29\%$ ) та карася ( $1,45 \pm 1,21\%$ ).

Аналіз результатів середніх частот цитогенетичних порушень, представлених на рис. 5.2, дозволяє зробити висновок, що у створі №2 найвищі рівні ядерних порушень ( $6,02 \pm 0,19\%$ ) були характерні також для плітки. Порівняно меншими виявились ядерні порушення в окуня ( $3,84 \pm 0,15\%$ ), верховодки ( $3,56 \pm 0,23\%$ ) та краснопірки ( $3,21 \pm 0,17\%$ ). Середня частота ядерних порушень різновікових груп ляща та карася виявилась найменшою, відповідно  $1,6 \pm 0,18\%$  та  $1,47 \pm 0,13\%$ .



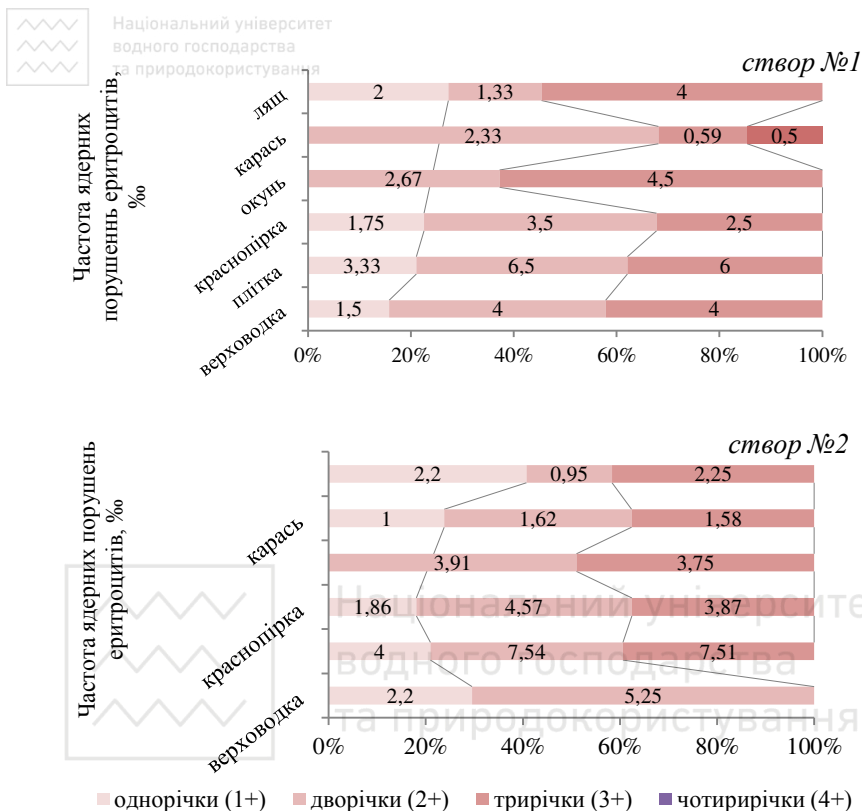
**Рис. 4.2.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №2 - р. Случ (в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»)

Порівняння величин ядерних порушень проаналізованих видів риб р. Случ, дає підстави говорити про те, що чутливість окремих видів риб була аналогічною в обох створах. Однак, середні частоти порушень були вищими в особин зі створу №2: для верховодки на 24,5%, для плітки на 31,7%, для краснопірки на 62,6%, для окуня на 12,9%, для карася на 1,4%. Виключення становили середні частоти ядерних порушень еритроцитів ляща, які в особин зі створу №1 виявились вищими на 12,6% порівняно з особинами виловленими у створі №2.

Зазначимо, що відстань між першим та другим контрольними створами становила близько 23,5 км.

Реакція різних вікових груп риб на умови водного середовища р. Случ також мала певні особливості (рис. 4.3).





**Рис. 4.3.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Случ

Аналіз представлених діаграм дозволяє відзначити, що ядерні порушення еритроцитів дворічок та трирічок верховодки в середньому по створах були, відповідно, на 33,6% та 22,6% вищі за рівні ядерних порушень однорічок. Для плітки ці перевищення становили 19,3% та 17,6%, для краснопірки 24,4% та 14,6%; для карася 13,8% та 14,8%, відповідно. Наявні в уловах вікові категорії окуня та ляща дозволили порівняти між собою рівні ядерних порушень дво- та трирічок, які виявились вищими в особин віком 3+ та в середньому для двох створів становили 55,9% для окуня та 14,1% для ляща.



Отже, підвищення частоти ядерних порушень еритроцитів більшості проаналізованих видів риб р. Случ у створі №2 свідчить про наявність на даній ділянці річки факторів, які забезпечують порушення цитогенетичного гомеостазу.

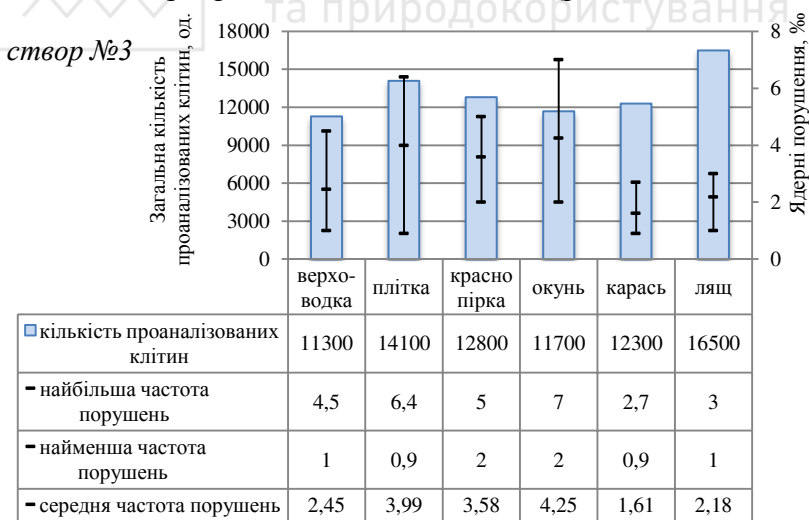
**Річка Устя.** Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 234 екз. (табл. 4.2).

**Таблиця 4.2**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Устя, екз.

Вік риб № створу	Вид риб																	
	Верховодка			Плітка			Краснопірка			Окунь			Карась			Лящ		
	3	4	5	3	4	5	3	4	5	3	4	5	3	4	5	3	4	5
1+	4	4	2	3	4	4	3	4	3	3	2	2	3	3	3	4	2	2
2+	4	5	5	4	4	3	4	5	4	4	4	4	4	4	3	4	3	4
3+	3	4	2	3	3	4	3	4	4	4	3	4	3	3	5	4	4	4
4+	-	4	-	3	2	2	3	4	3	-	3	3	2	3	2	4	2	3

Для обліку частоти ядерних порушень (‰) аналізували від 1000 до 1200 еритроцитів кожної особини (рис. 4.4 –4.6).



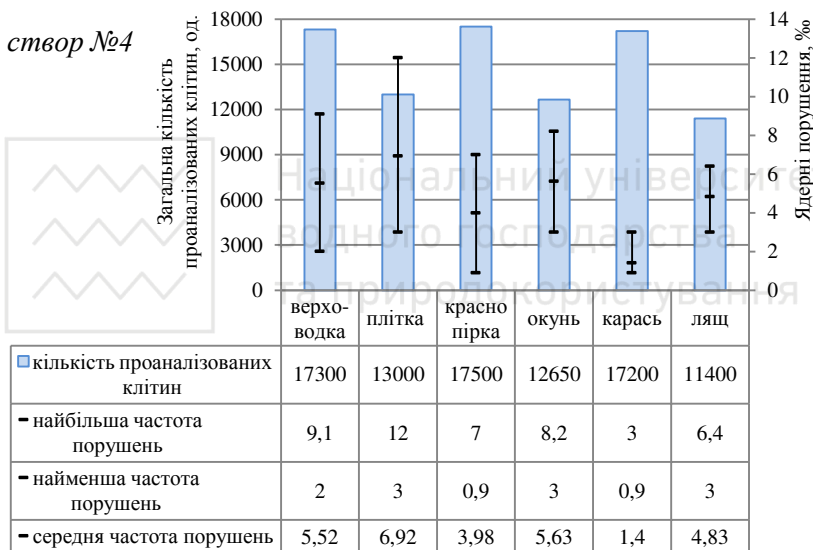
**Рис. 4.4.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №3 - р. Устя (с. Івачків, поблизу витоку)



Так, у створі №3 найвищі значення середніх частот ядерних порушень ( $4,25 \pm 0,48\%$ ) були характерні для окуня (рис. 4.4).

Дещо нижчими вони виявились у плітки ( $3,99 \pm 0,56\%$ ) та краснопірки ( $3,58 \pm 0,32\%$ ). Ще нижчими були середні частоти ядерних порушень верховодки ( $2,45 \pm 0,41\%$ ) та ляща ( $2,18 \pm 0,23\%$ ). В еритроцитах карася ядерні порушення фіксувались на рівні  $1,61 \pm 0,26\%$ .

Середні частоти ядерних порушень еритроцитів риб, що були виловлені в створі №4 (рис. 4.5), виявились найвищими в плітки ( $6,92 \pm 0,89\%$ ).



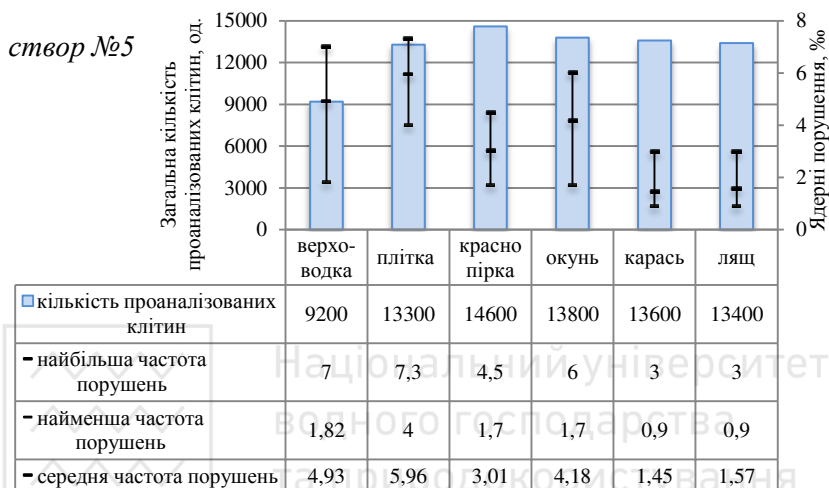
**Рис. 4.5.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №4 - р. Устя (в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»)

Порушення верховодки та окуня на даній ділянці річки були практично на одному рівні та дещо меншими порівняно з пліткою, відповідно  $5,52 \pm 0,45\%$  та  $5,63 \pm 0,62\%$ . Середня частота ядерних порушень ляща ( $4,83 \pm 0,37\%$ ) та краснопірки ( $3,98 \pm 0,46\%$ ) була на верхній межі фізіологічної норми для



риб. Найнижчі рівні ядерних порушень були зафіксовані в карася ( $1,4 \pm 0,19\%$ ).

У створі №5 (рис. 4.6) найбільш помітними виявились ядерні порушення еритроцитів периферійної крові плітки ( $5,96 \pm 0,29\%$ ).



**Рис. 4.6.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №4 - р. Устя (в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла)

Ядерні порушення верховодки фіксувались тут на рівні  $4,93 \pm 0,55\%$ . В окуня та краснопірки ядерні порушення були помітно нижчими та становили відповідно  $4,18 \pm 0,44\%$  та  $3,01 \pm 0,26\%$ . Найнижчою виявилась частота ядерних порушень карася та ляща, відповідно  $1,45 \pm 0,18\%$  та  $1,57 \pm 0,22\%$ .

Порівняння отриманих уявлень про цитогенетичний гомеостаз риб р. Устя у створах з різним рівнем антропогенного навантаження дозволяє відзначити, що у створі №4, який зазнає впливу стічних вод м. Рівне, частота ядерних порушень досліджуваних видів риб відчутно зростала, порівняно зі створом №3 (близько витоку річки). Зокрема, для верховодки середня частота ядерних порушень



зросла на 55,6%, для плітки на 42,3%, для краснопірки на 10,1%, для окуня на 24,5%, для ляща на 54,9%. Виключення в цьому випадку становив карась, для якого було відмічено зниження середньої частоти ядерних порушень у створі №4, порівняно зі створом №3 на 15,0%. Щоправда, обидва значення знаходились близько нижньої межі фізіологічної норми спонтанного мутагенезу риб, тому їх порівняння не викликає підвищеної уваги.

У створі №5 фіксувалось зниження середньої частоти ядерних порушень риб, порівняно із їх рівнями у створі №4. Зокрема, для верховодки зменшення порушень становило 12,0%, для плітки 16,1%, для краснопірки 32,2%, для окуня 34,7%, для ляща 207,6%. Виключення знову становив карась, для якого середня частота ядерних порушень у створі №5 зросла, порівняно зі створом №4 на 3,4% при збереженні ознак фізіологічної норми.

Не зважаючи на деяке зниження середніх частот ядерних порушень у створі №5 (сmt Оржів, поблизу гирла) після створу №4, що зазнає впливу стічних вод м. Рівне, їх повернення до фонових значень (створ №3 – поблизу витоку річки) відбулось не для всіх видів риб. Так, верховодка та плітка, виловлені поблизу гирла річки (створ №5) мали прояви порушення цитогенетичного гомеостазу, порівняно із цими видами, що виловлювали поблизу витоку річки (створ №3), де практично відсутні джерела антропогенного навантаження. Зокрема, в гирлі річки збільшення середніх частот ядерних порушень становило для верховодки 50,3%, для плітки 33,1%.

Отже, перевищення рівня спонтанного мутагенезу у створі №3 були незначним лише для окуня; у створі №4 було достатньо помітним вже для чотирьох видів: верховодка, плітка, окунь, лящ; у створі №5 для трьох видів риб: верховодка, плітка та окунь.

Вікові групи риб, що були виловлені в межах контрольних створів р. Устя також мали певні відмінності цитогенетичних характеристик (рис. 4.7).

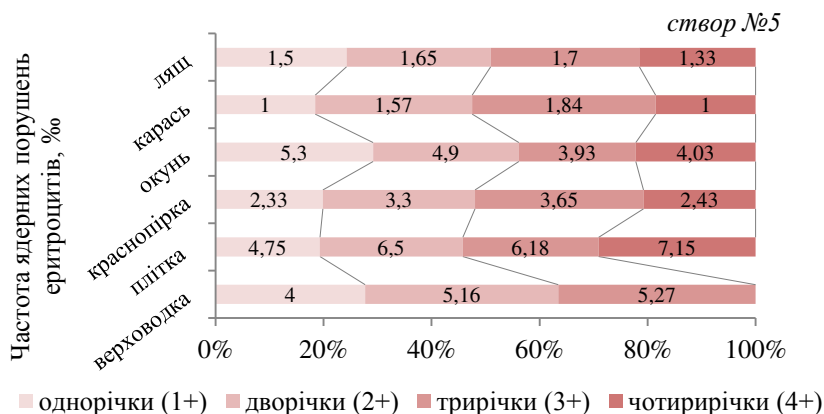
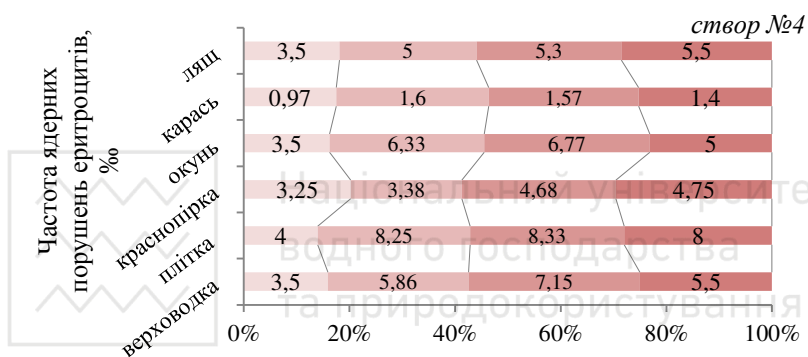
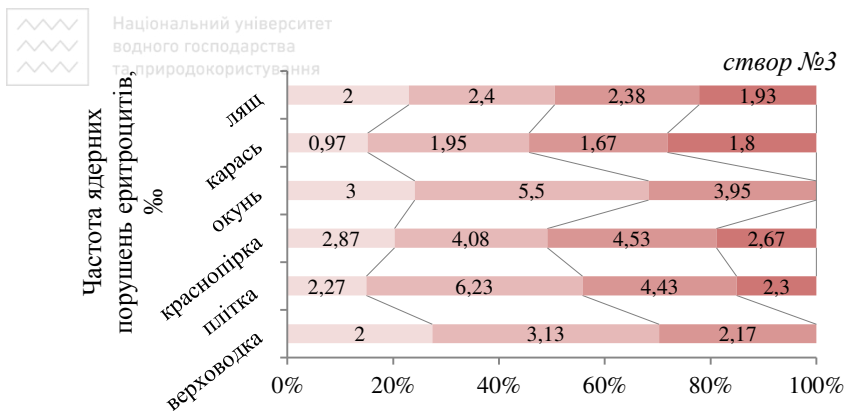


Рис. 4.7. Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Устя



Аналіз представлених діаграм дозволяє відзначити, що ядерні порушення еритроцитів старших вікових груп риб були вищі за рівні ядерних порушень однорічок. Для особин верховодки 2+ перевищення становили 11,4%; особин 3+ перевищення становили 9,2%; особин 4+ перевищення становили 9,1%. Для плітки ці перевищення становили відповідно 16,0%, 11,7% та 11,9%. Для краснопірки 5,9%, 10,6% та 5,1%; для карася 12,4%, 12,4% та 10,4%; для ляща 4,9%, 5,6% та 10,4% відповідно.

У цілому, результати проведеного *MN*-тесту еритроцитів периферійної крові риб р. Устя свідчили про зниження частоти ядерних порушень риб у гирлі на 18,9% для краснопірки, на 1,7% для окуня, на 11,0% для карася та на 38,9% для ляща порівняно із витокком річки. Можливо, в цьому проявлялась відмінність деяких гідрохімічних умов гідроекосистеми та відповідна чутливість різних видів риб до їх дії.

Таким чином, цитогенетичний аналіз риб р. Устя дозволяє константувати нестабільні умови гідроекосистеми, що проявляються на рівні організму. Припускаємо, що саме виявлене зростання природного мутагенного фону на ділянках, які зазнають антропогенного навантаження, і призводить до зниження видової та чисельної структури представників іхтіофауни річки.

**Річка Стир.** Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 226 екз. (табл. 4.3).

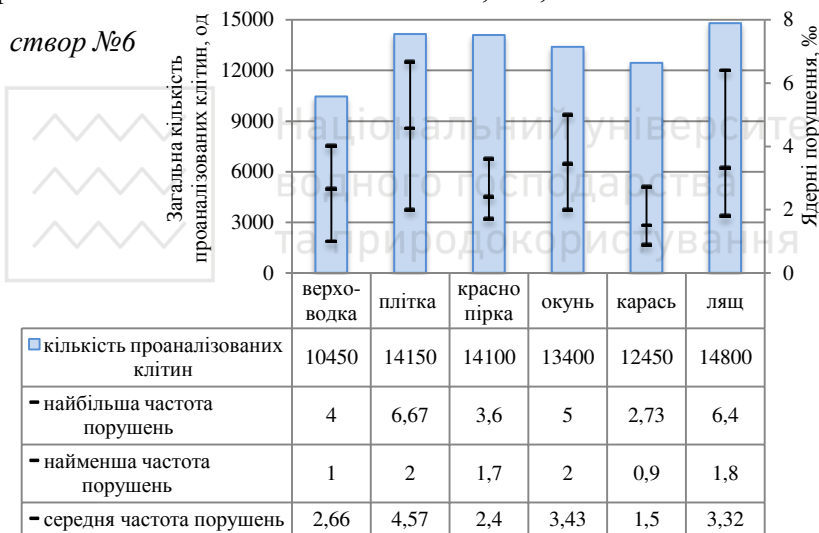
**Таблиця 4.3**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Стир, екз.

Вік риб № створу	Вид риб																	
	Верховодка			Плітка			Краснопірка			Окунь			Карась			Лящ		
	6	7	8	6	7	8	6	7	8	6	7	8	6	7	8	6	7	8
1+	4	3	3	4	3	4	4	2	3	3	2	2	3	2	3	3	4	3
2+	3	3	4	4	3	4	3	3	3	3	3	3	4	3	3	4	4	5
3+	3	3	3	3	4	4	3	3	4	3	3	4	3	3	4	4	3	3
4+	-	3	-	3	4	3	3	2	3	4	3	3	2	2	4	3	3	4

Для обліку частоти ядерних порушень (у ‰) аналізували від 1000 до 1200 еритроцитів кожної особини.

Серед проаналізованих видів риб у створі №6 (рис. 4.8) найвищі значення середніх частот ядерних порушень були характерні для плітки ( $4,57 \pm 0,34\%$ ). Дещо меншою була частка еритроцитів з мікроядрами та іншими порушеннями ядра в окуня ( $3,43 \pm 0,23\%$ ) та ляща ( $3,32 \pm 0,32\%$ ). У верховодки та краснопірки частота ядерних порушень була майже на одному рівні і становила відповідно  $2,66 \pm 0,31\%$  та  $2,4 \pm 0,17\%$ . Найнижчою виявилась частота ядерних порушень еритроцитів у карася сріблястого, яка в середньому для проаналізованих особин становила  $1,5 \pm 0,18\%$ .



**Рис. 4.8.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №6 - р. Стир (нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС)

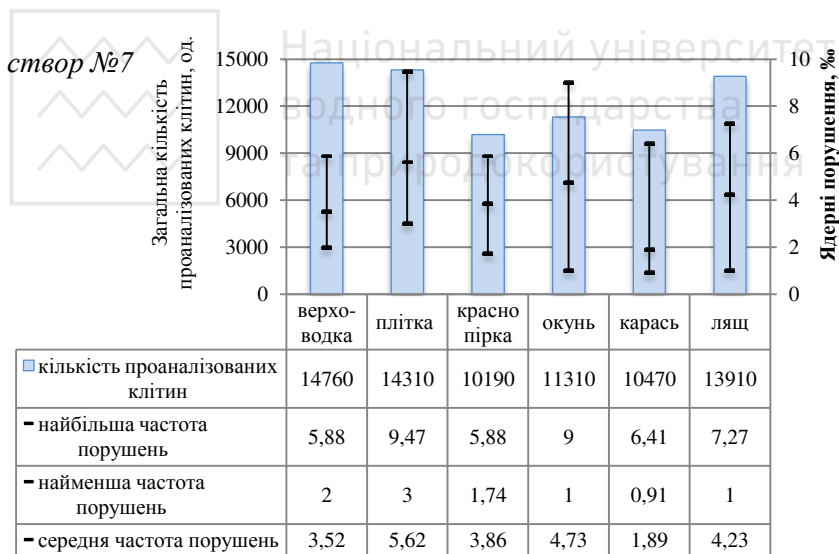
У створі №7 (рис. 4.9) найзначніші ядерні порушення еритроцитів фіксувались знову для плітки ( $5,62 \pm 0,59\%$ ). Дещо нижчими, але все ж таки, з перевищенням порогу спонтанного мутагенезу виявилась середня частота ядерних порушень в окуня ( $4,73 \pm 0,78\%$ ) та ляща ( $4,23 \pm 0,65\%$ ). Порушення



верховодки ( $3,52 \pm 0,05\%$ ) та краснопірки ( $3,86 \pm 0,05\%$ ) були нижчими за фізіологічну межу. Найнижчою виявилась середня частота ядерних порушень еритроцитів карася сріблястого ( $1,89 \pm 0,05\%$ ).

У створі №8 (рис. 4.10) найвищі значення порушень відмічались в плітці ( $3,47 \pm 0,45\%$ ) та окуня ( $3,36 \pm 0,51\%$ ). Дещо нижчими вони були в краснопірки ( $2,92 \pm 0,24\%$ ), верховодки ( $2,57 \pm 0,35\%$ ) та ляща ( $2,23 \pm 0,16\%$ ). Найменш значною виявилась середня частота ядерних порушень карася сріблястого ( $1,16 \pm 0,17\%$ ).

Таким чином, отримані величини частот ядерних порушень еритроцитів риб на контрольних ділянках р. Стир дозволяє припустити, що найбільш чутливими видами до наявних мутагенних факторів у водному середовищі являються, передусім, такі види риб як плітка та окунь.



**Рис. 4.9.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №7 - р. Стир (в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»)



**Рис. 4.10.** Частоти ядерних порушень різних видів риби у створі №8 - р. Стир (в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону, 74 км від гирла)

Порівняння отриманих значень у контрольних створах спостережень р. Стир виявляє, що цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни відрізняється на ділянках з різним рівнем антропогенного навантаження. Так, у створі №7 (нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»), порівняно зі створом №6 (нижче скиду промислово-зливної каналізації Рівненської АЕС) зростають середні частоти ядерних порушень еритроцитів усіх проаналізованих видів риби. Зокрема, для верховодки це збільшення становило 32%, для плітки 23%, для краснопірки 60,8%, для окуня 37,9%, для карася 26%, для ляща 27,4%.

Нижче за течією річки, у створі №8 (1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону) частота ядерних порушень еритроцитів всіх проаналізованих видів риби знову знижувалась. Найпомітнішим це зниження виявилось у ляща – 47,3% та плітки – 38,3%. Для окуня та



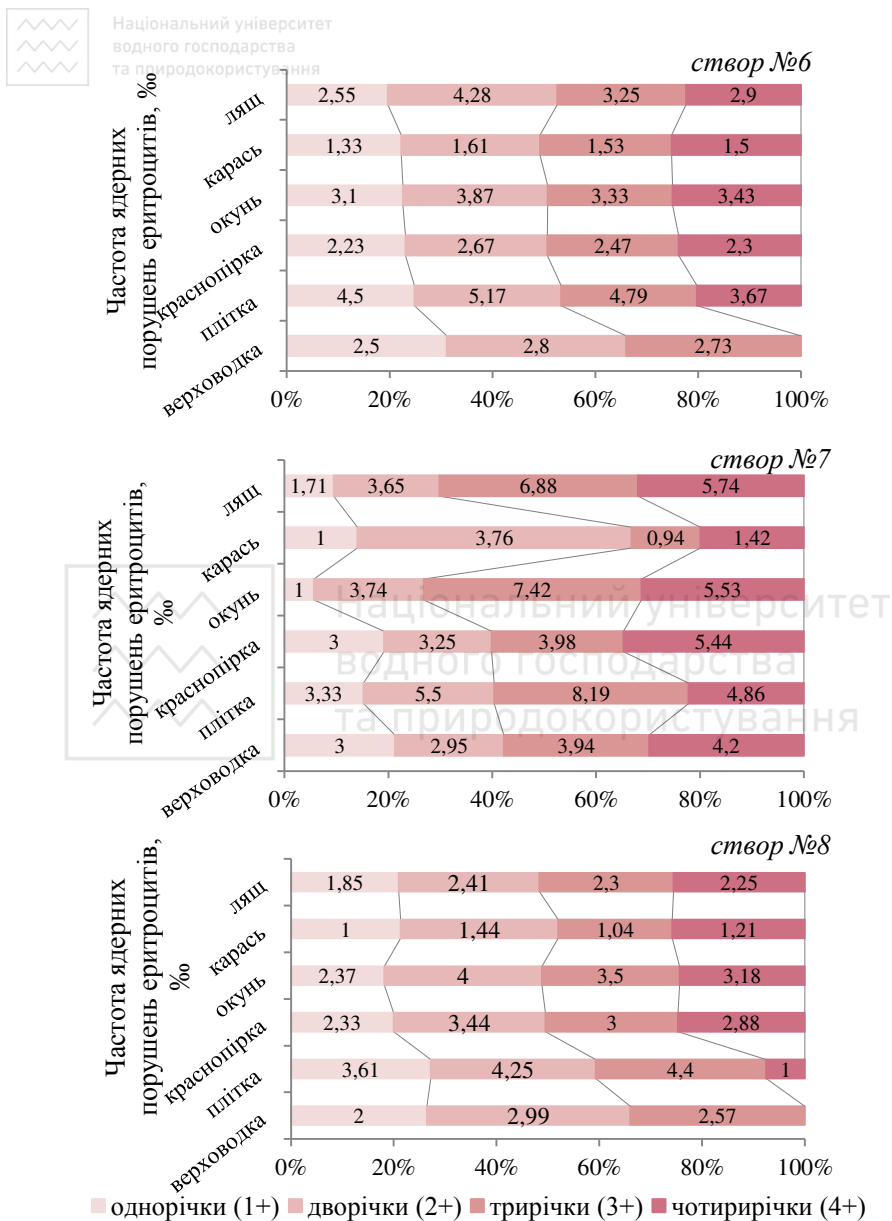
верховодки частота порушень знизилась відповідно на 29 та 27%, для карася та краснопірки відповідно на 28,6 та 24,4%.

Частоти ядерних порушень у цьому створі виявились також меншими за частоти порушень еритроцитів риб, які були виловлені у контрольному створі №6. Зокрема, найбільш помітним виявилось зменшення також для таких видів як лящ та плітка, відповідно 32,8 та 24,1%. В карася зниження становило 22,7%, у верховодки та окуня, відповідно 3,4 та 2%. Виключення тут становили частоти ядерних порушень еритроцитів краснопірки, які збільшились у особин зі створу №8 на 21,7% порівняно з особинами зі створу №6.

В усіх створах річки найвищі рівні ядерних порушень були характерні для старших вікових груп риб, порівняно з однорічками (рис. 4.11). Так, для верховодки віком 2+ перевищення становили 8,4%; віком 3+ перевищення становили 5,7%; віком 4+ перевищення становили 8,5%. Для плітки ці перевищення становили відповідно 6,1%, 9,9% та 7,0%. Для краснопірки 5,2%, 4,8% та 10,1%; для карася 17,6%, 2,1% та 4,4%; для ляща 10,2%, 13,1% та 9,9% відповідно.

У цілому, реакція риб на умови водного середовища р. Стир, яка відстежувалась за цитогенетичним гомеостазом особин різних вікових груп, мала різний прояв у трьох контрольних створах. Несприятливою за мутагенним фоном виявилась ділянка річки в межах смт Зарічне, після скиду стічних вод (створ №7), де в трьох з шести проаналізованих видів риб було відзначено перевищення 4‰ ядерних порушень еритроцитів периферійної крові.

Перевищення рівня спонтанного мутагенезу було виявлено і у створі №6, щоправда лише для плітки. У створі №8 жоден з проаналізованих видів риб не проявляв ознак порушень цитогенетичного гомеостазу. Це може розцінюватись як стабільність середовищних умов гідроекосистеми, які забезпечують стійкий цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни.



**Рис. 4.11.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Стир



**Річка Замчисько.** Загальна вибірка різновікових груп риби, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 157 екз. (табл. 4.4).

**Таблиця 4.4**

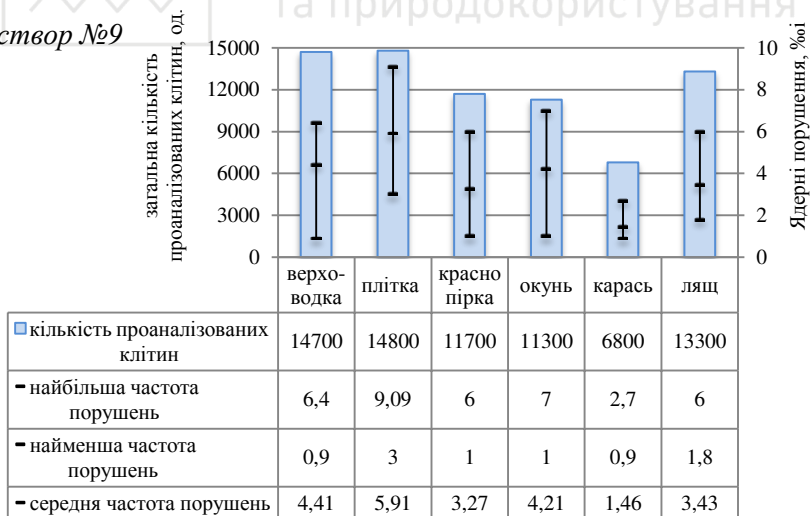
Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риби у контрольних створах р. Замчисько, екз.

Вік риби № створу	Вид риби											
	Верховодка		Плітка		Краснопірка		Окунь		Карась		Лящ	
	9	10	9	10	9	10	9	10	9	10	9	10
1+	3	3	4	4	2	3	3	2	2	2	2	2
2+	4	3	3	3	3	4	3	4	3	3	4	5
3+	4	3	4	4	4	2	4	2	2	3	4	3
4+	3	2	3	2	2	2	3	-	-	1	3	2

Для обліку частоти ядерних порушень (у %) аналізували від 850 до 1200 еритроцитів кожної особини.

Серед проаналізованих видів риби як у створі №9 (рис. 4.12), так і у створі № 10 (рис. 4.13) найвищі значення середніх частот ядерних порушень були характерні для плітки, відповідно  $5,91 \pm 0,52\%$  та  $6,78 \pm 0,66\%$ .

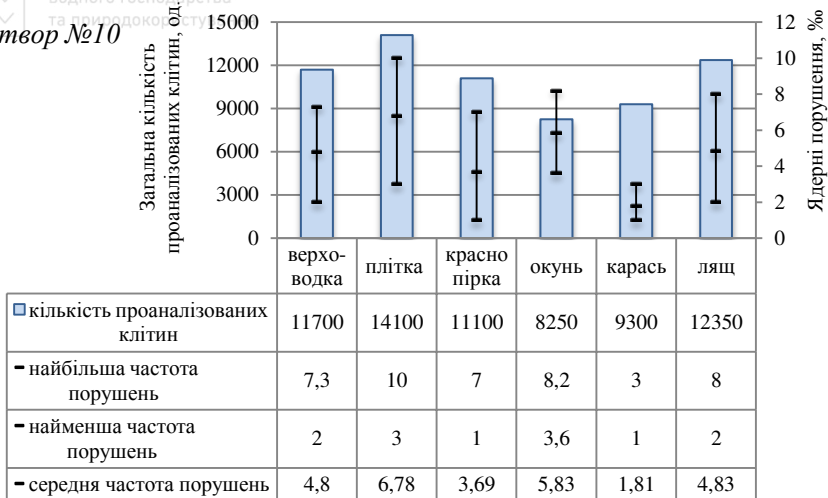
створ №9



**Рис. 4.12.** Частоти ядерних порушень різних видів риби у створі №9 - р. Замчисько (р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну)



створ №10

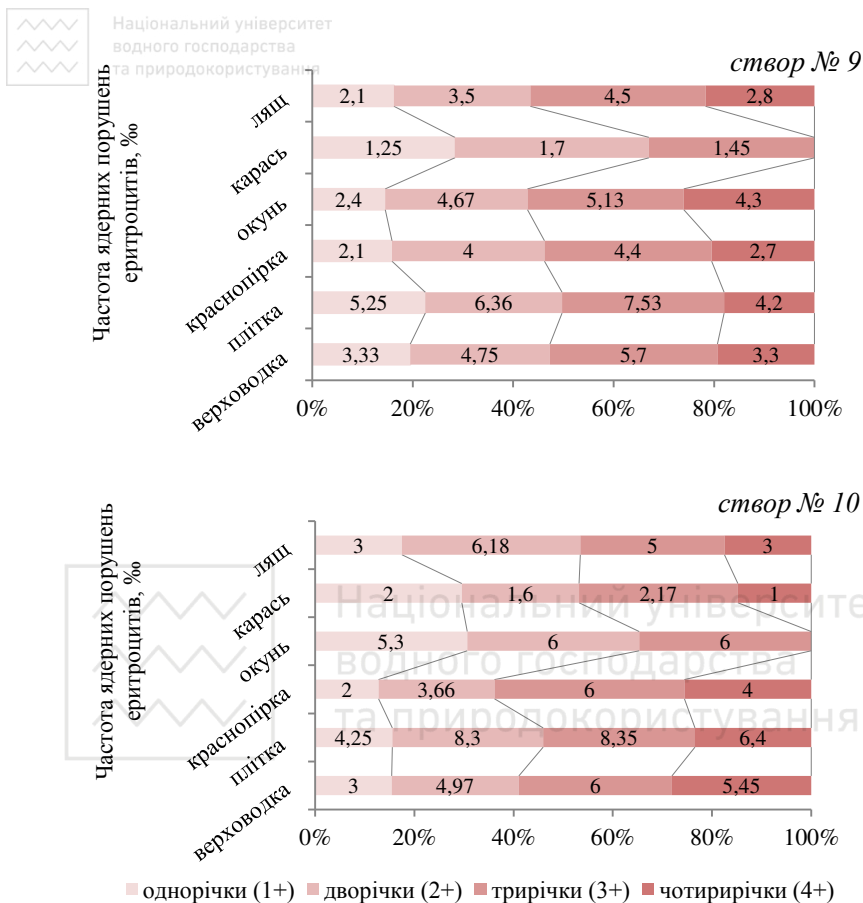


**Рис. 4.13.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №10 - р. Замчисько (в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу)

Крім цього виду, перевищення рівнів спонтанного мутагенезу було відмічено також у верховодки -  $4,41 \pm 0,44\%$  та  $4,8 \pm 0,49\%$  та окуня -  $4,21 \pm 0,48\%$  та  $5,83 \pm 0,67\%$  відповідно для створів. Для ляща перевищення рівня спонтанних мутацій було зафіксовано лише у створі №10, де середня частота ядерних порушень еритроцитів різновікових груп виду становила  $4,83 \pm 0,54\%$ .

Найнижчими в обох створах виявились частоти ядерних порушень карася сріблястого, відповідно  $1,45 \pm 0,27\%$  та  $1,81 \pm 0,26\%$ .

Цитогенетичний гомеостаз різних вікових груп риб р. Замчисько, мав певні відмінності у різновікових груп проаналізованих видів риб. Тут, також, найвищі рівні ядерних порушень були характерні для старших вікових груп (рис. 4.14). Зокрема, для верховодки віком 2+ перевищення становили 9,2%; віком 3+ перевищення становили 14,7%; віком 4+ перевищення становили 12,6%.



**Рис. 4.14.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Замчисько

Для плітки перевищення частоти ядерних порушень старших вікових груп порівняно з однорічками становили: для дворічок 9,8%, для трирічок 12,4% та для чотирирічок 7,9%. Для краснопірки, відповідно 12,5%, 21,5% та 8,7%. В особин карася перевищення мали місце у дворічок та трирічок, які становили відповідно 10,2% та 3,5%. Перевищення частоти



ядерних порушень ляща становило 14,7% у дворічок, 15,1% у трирічок та 5,4% у чотирирічок, порівняно з однорічками.

Отримані уявлення про цитогенетичний гомеостаз найбільш масових видів риб р. Замчисько свідчать про несприятливі умови та наявність мутагенних чинників на обох досліджуваних ділянках гідроекосистеми, оскільки перевищення рівнів спонтанного мутагенезу мало місце для більшості видів риб в обох створах. Проте, необхідно відзначити, що частота ядерних порушень у створі №9 була дещо нижчою, порівняно з частотою порушень у створі №10. Зокрема, у створі №10, що зазнає впливу стічних вод комунальних очисних споруд м. Костопіль та меліоративних каналів прилеглих територій, перевищення частоти ядерних порушень еритроцитів верховодки становило 8,8%, плітки 14,7%, краснопірки 12,8%, окуня 38,5%, карася 24%, ляща 40,8% [95].

**Річка Стубелка.** Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 57 екз. (табл. 4.5).

**Таблиця 4.5**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Замчисько, екз.

Вік риб	Вид риб				
	Верховодка	Плітка	Краснопірка	Окунь	Лящ
1+	2	3	3	2	2
2+	2	5	3	3	3
3+	3	4	3	3	3
4+	3	3	2	2	3

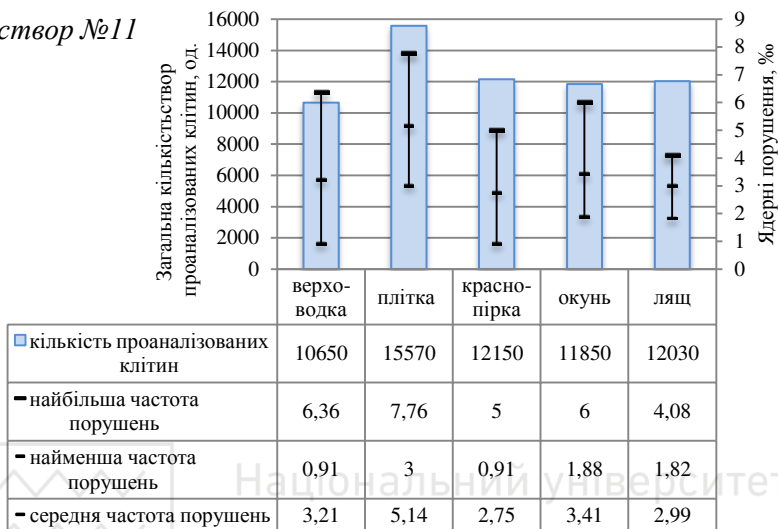
Аналізували від 900 до 2300 еритроцитів кожної особини, результати обліку частоти ядерних порушень (рис. 4.15) виражали у проміле (‰).

Серед п'яти проаналізованих видів риб, найбільш значною виявилась частота ядерних порушень еритроцитів плітки



( $5,14 \pm 0,39\%$ ), що перевищувала верхню межу рівня спонтанних мутацій.

створ №11



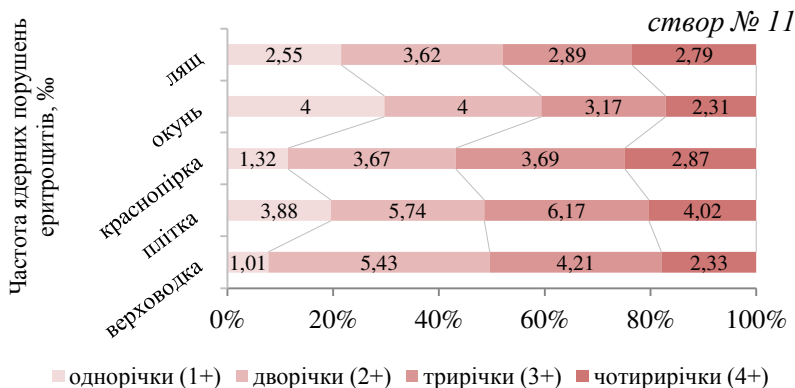
**Рис. 4.15.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №11 - р. Стубелка (р. Стубелка, в межах селища Клевани, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»)

Частота ядерних порушень еритроцитів верховодки ( $3,21 \pm 0,62\%$ ) та окуня ( $3,41 \pm 0,40\%$ ) були приблизно на одному рівні та не перевищували рівня спонтанних мутацій для риб. Ще нижчими виявились частоти ядерних порушень ляща ( $2,99 \pm 0,22\%$ ) та краснопірки ( $2,75 \pm 0,41\%$ ).

Оскільки, улови карася сріблястого були незначними, тому даний вид риб не використовували для проведення обліку частоти ядерних порушень еритроцитів. До того ж, його чисельність виявилась недостатньою і для проведення аналізу стабільності розвитку особин за рівнями флюктуючої асиметрії парних меристичних структур (див. розділ 3).

Реакція різновікових груп риб на умови водного середовища р. Стубелка мала відмінності у різновікових груп риб. Для старших вікових груп всіх видів, крім окуня, були

характерними перевищення частоти ядерних порушень еритроцитів, порівняно з однорічками (рис. 4.16).



**Рис. 4.16.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Стубелка

Так, для верховодки перевищення особин віком 2+ становили 34,1%, віком 3+ перевищення становили 24,7% та 10,2% в особин віком 4+. Для плітки, ці перевищення були на рівні 9,4%, 11,6% та 0,7%; для краснопірки 20,3%, 20,5% та 13,4%; для ляща 9,0%, 2,9% та 2%, відповідно.

У цілому, за отриманим уявленням по цитогенетичний гомеостаз представників іхтіофауни р. Стубелка можна говорити про відносну нестабільність гідроекосистеми за наявності мутагенних факторів, що доводить реакція плітки.

**Річка Іква.** Вибірка риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 210 екз. (табл. 4.6).

**Таблиця 4.6**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Іква, екз.

Вік риб № створу	Вид риб																	
	Верховодка			Плітка			Краснопірка			Окунь			Карась			Лящ		
	12	13	14	12	13	14	12	13	14	12	13	14	12	13	14	12	13	14
1+	3	3	4	2	3	3	3	3	3	2	-	2	-	2	2	2	3	3
2+	3	3	3	3	4	4	3	3	3	3	4	3	3	2	2	3	3	4
3+	4	3	4	4	5	4	4	4	3	3	4	4	2	3	3	2	4	3
4+	2	3	3	4	3	3	4	2	2	3	3	3	1	2	2	1	3	4

Для обліку частоти ядерних порушень (у ‰) аналізували від 1000 до 1200 еритроцитів кожної особини.

Найвищі значення середніх частот ядерних порушень серед проаналізованих видів риб у створі №12 (рис. 4.17) були характерні для плітки ( $5,59 \pm 0,49\%$ ).

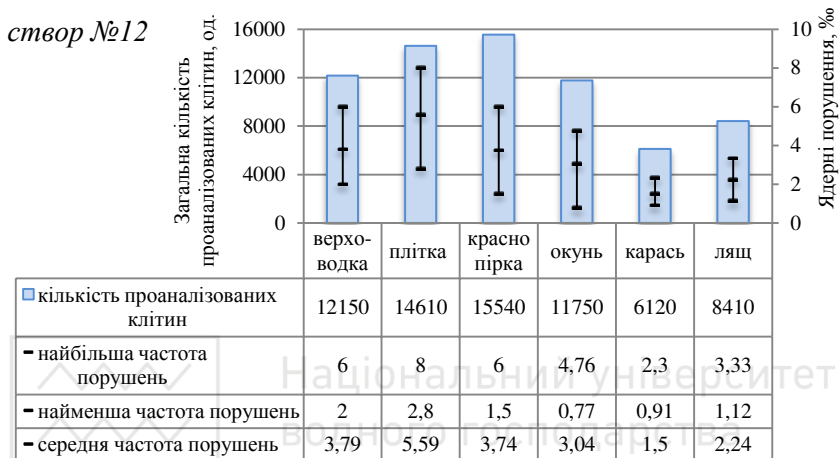


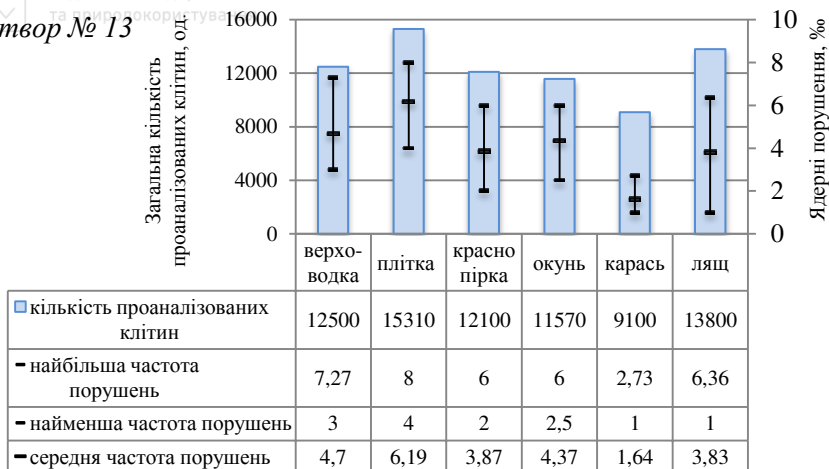
Рис. 4.17. Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №12 - р. Іква (с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.)

У верховодки та краснопірки частота ядерних порушень еритроцитів була на одному рівні, відповідно  $3,79 \pm 0,40\%$  та  $3,74 \pm 0,40\%$ . Дещо меншою була середня частота ядерних порушень окуня ( $3,04 \pm 0,39\%$ ) і ще меншою в ляща ( $2,24 \pm 0,29\%$ ). Найнижчими виявились значення ядерних порушень у карася сріблястого ( $1,5 \pm 0,28\%$ ).

У створі №13 (рис. 4.18) середня частота ядерних порушень еритроцитів крові виявилась найвищою в плітки ( $6,19 \pm 0,36\%$ ). Майже на одному рівні виявились середні частоти ядерних порушень верховодки ( $4,70 \pm 0,58\%$ ) та окуня ( $4,37 \pm 0,41\%$ ). Дещо нижчими були середні порушення в краснопірки та ляща, відповідно  $3,87 \pm 0,45\%$  та  $3,83 \pm 0,47\%$ . У карася сріблястого, як і у більшості попередніх створів середня частота ядерних порушень була найнижчою серед всіх проаналізованих видів, що становило  $1,64 \pm 0,23\%$ .



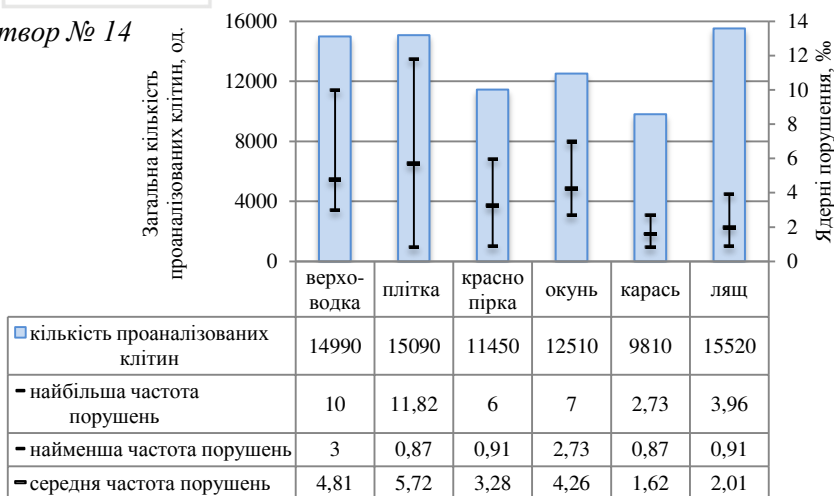
створ № 13



**Рис. 4.18.** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №13 (в межах села Іванне Дубенського р-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»)

У створі №14 ядерні порушення плітки знову виявились найвищими серед решти видів риб, середня частота яких становила  $5,72 \pm 0,73\%$  (рис. 4.19).

створ № 14



**Рис. 4.19** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №14 - р. Іква (в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла)



Наступними за частотою зустрічі виявились середні ядерні порушення верховодки ( $4,81 \pm 0,61\%$ ) та окуня ( $4,26 \pm 0,37\%$ ). Середня частота ядерних порушень краснопірки знаходилась на рівні  $3,28 \pm 0,49\%$ , ляща  $2,01 \pm 0,25\%$  та карася  $1,62 \pm 0,26\%$ .

Рівні ядерних порушень різновікових груп риб, що були виловлені у контрольних створах р. Іква, аналогічно рівням порушень еритроцитів риб інших річок, мали відмінності між собою. Як і в інших річках, було відмічено перевищення частоти ядерних порушень еритроцитів старших вікових груп риб, порівняно із однорічками (рис. 4.20).

Так, перевищення частоти ядерних порушень особин верховодки віком 2+, порівняно з особинами віком 1+ становили 13,6%. Для особин верховодки віком 3+ це перевищення було на рівні 15,7%; для особин віком 4+ на рівні 9,7%.

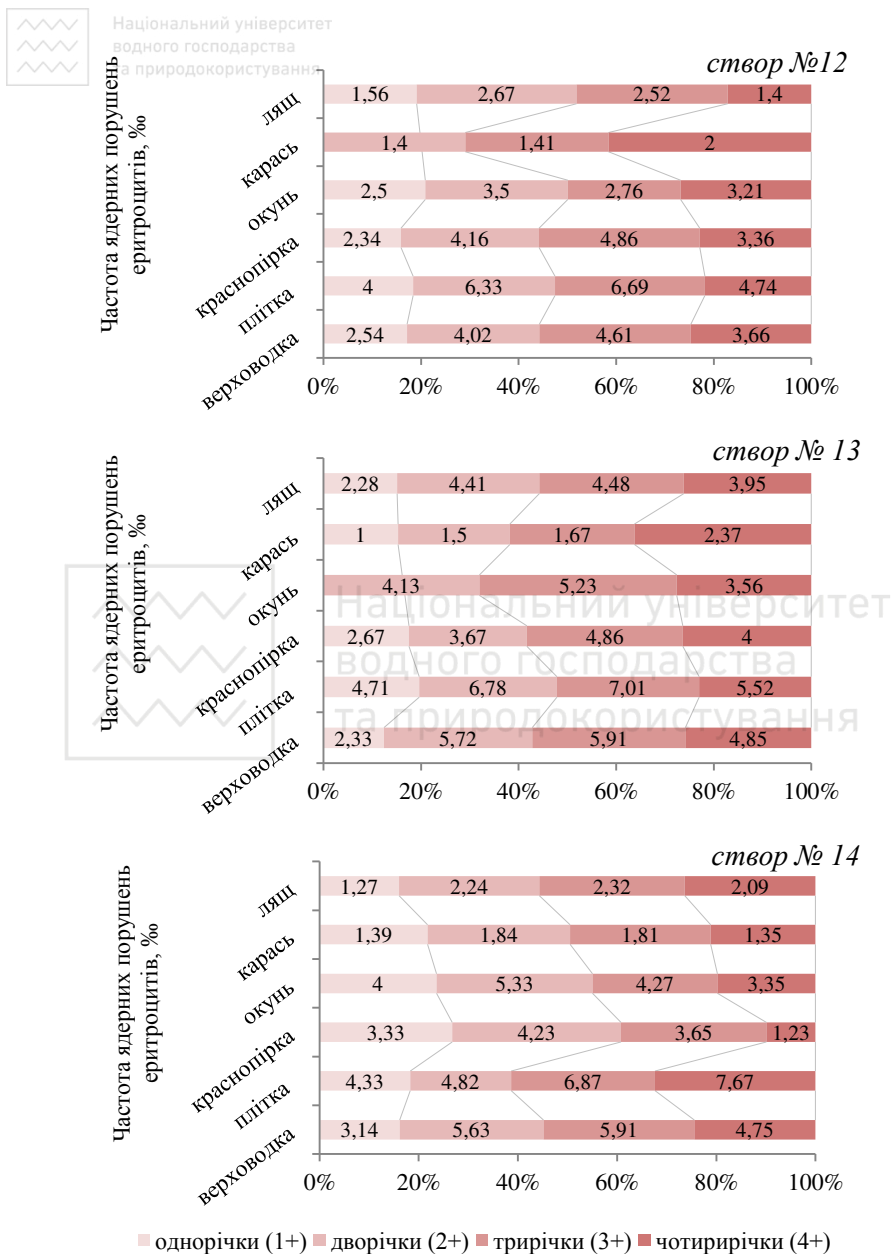
У проаналізованих особин плітки частота ядерних порушень дворічок перевищувала частоту порушень однорічок на 7,1%. Для трирічок плітки це перевищення склало 10,9%, а для чотирирічок 7,0%.

Перевищення ядерних порушень старших вікових груп краснопірки відносно однорічок становили: для дворічок 8,7%, для трирічок 11,4%, для чотирирічок 7,8%.

В окуня та карася найсуттєвішим виявилось перевищення частоти ядерних порушень еритроцитів в особин віком 4+, що становили відповідно 16,7% та 31,3% відносно однорічок. У трирічок окуня перевищення сягали 14,7%, у трирічок карася 15,4%. У дворічок окуня перевищення були на рівні 8,1%, у карася 7,3% відносно однорічок.

Перевищення частоти ядерних порушень дворічок ляща становило 13,3%, трирічок 13,2%, чотирирічок 10,7% відносно однорічок.

У цілому, ядерні порушення представників іхтіофауни р. Іква були достатньо помітними та мали перевищення рівня спонтанних мутацій у першу чергу для плітки, верховодки та окуня.



**Рис. 4.20.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Іква



Загальна вибірка різновікових груп риб, взятих для аналізу цитогенетичного гомеостазу налічувала 120 екз. (табл. 4.7). Для обліку частоти ядерних порушень аналізували від 930 до 1200 еритроцитів кожної особи.

**Таблиця 4.7**

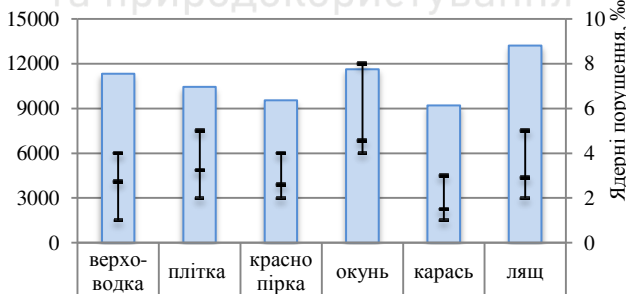
Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риб у контрольних створах р. Горинь, екз.

Вік риб № створу	Вид риб											
	Верховодка		Плітка		Краснопірка		Окунь		Карась		Лящ	
	15	16	15	16	15	16	15	16	15	16	15	16
1+	4	3	3	3	3	3	3	2	2	-	3	3
2+	3	4	3	2	2	3	3	3	3	-	3	4
3+	2	3	2	3	2	2	3	3	3	-	3	3
4+	2	2	2	2	2	4	2	3	1	-	3	3

Найвищі значення середніх частот ядерних порушень серед проаналізованих видів риб у створі №15 (рис. 4.21) були характерні для окуня ( $4,57 \pm 0,34\%$ ). Помітно меншою виявилась частота ядерних порушень плітки ( $3,24 \pm 0,23\%$ ).

створ № 15

Загальна кількість  
проаналізованих клітин, од.

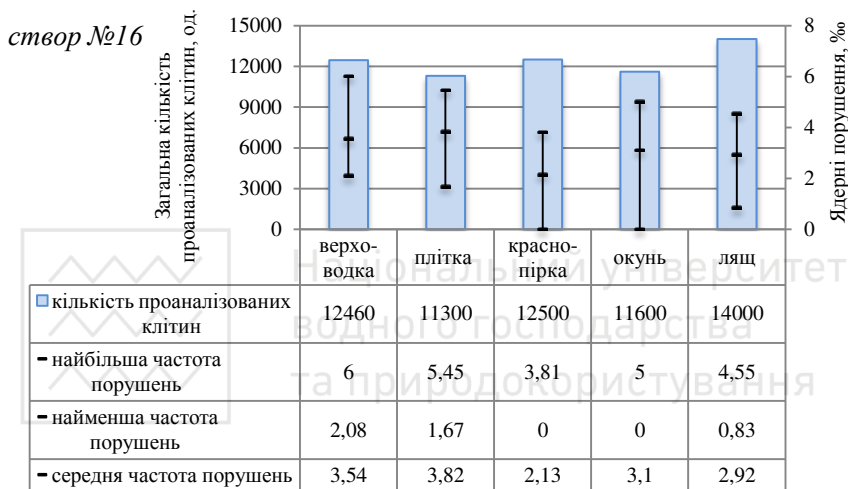


■ кількість проаналізованих клітин	11340	10450	9550	11640	9200	13210
- найбільша частота порушень	4	5	4	8	3	5
- найменша частота порушень	1	2	2	4	1	2
- середня частота порушень	2,75	3,24	2,6	4,57	1,5	2,9

**Рис. 4.21** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №15 - р. Горинь (в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП "Міськводоканал")

Практично на одному рівні виявились частоти ядерних порушень еритроцитів верховодки ( $2,75 \pm 0,32\%$ ), краснопірки ( $2,6 \pm 0,19\%$ ) та ляща ( $2,9 \pm 0,28\%$ ).

У створі №16 (рис. 4.22) перевищення рівнів спонтанного мутагенезу не відмічалось у жодного виду риб, хоча середня частота ядерних порушень плітки ( $3,82 \pm 0,44\%$ ) була наближеною до його верхньої межі та найбільш помітною серед решти проаналізованих представників іхтіофауни річки.



**Рис. 4.22** Частоти ядерних порушень різних видів риб у створі №16 - р. Горинь (р.Горинь, в межах с.Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю)

Дещо нижчою виявились середні значення частоти ядерних порушень у верховодки ( $3,54 \pm 0,38$ ), окуня ( $3,1 \pm 0,33$ ) та ляща ( $2,92 \pm 0,34$ ). Найнижчими в даному створі виявились рівні ядерних порушень краснопірки ( $2,13 \pm 0,41$ ).

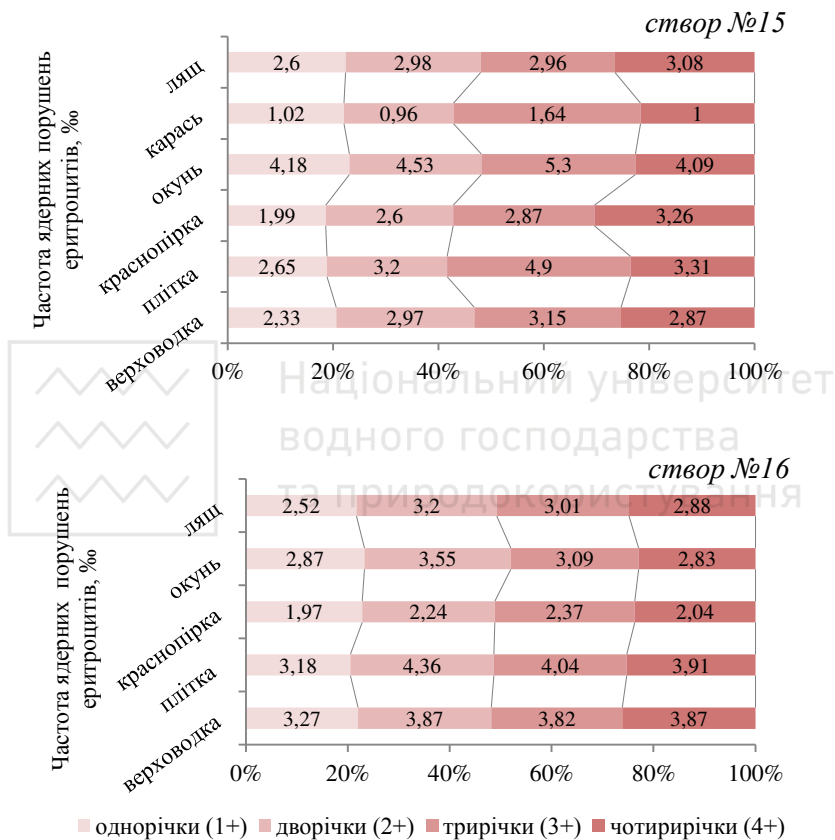
Ядерні порушення різновікових груп риб р. Горинь мали помітне переважання їх середніх частот у старших вікових груп відносно одnorічок (рис. 4.23). Виключення у цій закономірності становили лише рівні ядерних порушень карася, особини якого були виловлені у створі №15.

Перевищення частоти ядерних порушень верховодки віком 2+, порівняно з особинами віком 1+ становили 4,8%. Для



особин верховодки віком 3+ це перевищення було на рівні 5,5%; для особин віком 4+ на рівні 4,4%.

Частота ядерних порушень дворічок плітки перевищувала частоту порушень однорічок на 5,8%. Для трирічок плітки це перевищення складало 10,8%, а для чотирирічок 4,7%.



**Рис. 4.23.** Цитогенетичні характеристики різновікових груп риб у створах спостережень р. Горинь

В особин краснопёрки перевищення ядерних порушень старших вікових груп відносно однорічок становили: для дворічок 3,1%, для трирічок 4,6%, для чотирирічок 0,8%.



Для окуня та ляща перевищення частоти ядерних порушень еритроцитів в особин віком 2+ становили відповідно 2,5% та 4,6% відносно однорічок. У трирічок окуня та ляща перевищення сягали 5,4% та 3,7%; у чотирирічок 0,2% та 3,6% відповідно.

Перевищення частоти ядерних порушень карася є можливим відстежити за результатами аналізу контрольних обловів у створі №15. На відміну від решти видів риби, ядерні порушення еритроцитів карася не мали чіткої залежності від віку особин. Так, порівняно з однорічками, порушення в дворічок виявились на 1,3% нижчими. У трирічок ядерні порушення зростали на 13,4% відносно однорічок, а в чотирирічок понижувались на 0,4%.

Таким чином, цитогенетичний гомеостаз риби р. Горинь свідчить про відносно сприятливі екологічні умови водного середовища. Однак, середня частота ядерних порушень окуня річкового у створі №15 (в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП “Міськводоканал”) перевищує рівні спонтанних мутацій, що може бути свідченням наявності стресових факторів для риби.

У таблиці 4.8 представлені зведені дані середньої частоти ядерних порушень еритроцитів периферійної крові проаналізованих видів риби. Вбудовані діаграми дозволяють порівняти рівні цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни в репрезентативних створах і відзначити, що найвищі рівні порушень були характерні для плітки ( $5,22 \pm 0,29\%$ ) та окуня ( $4,10 \pm 0,21\%$ ). Середня частота ядерних порушень верховодки у річкових гідроекосистемах Рівненської області становила  $3,76 \pm 0,25\%$ , краснопірки  $3,17 \pm 0,15\%$ , ляща  $2,93 \pm 0,28\%$ . Найнижчі рівні були характерні для ядерних порушень карася сріблястого ( $1,51 \pm 0,06\%$ ). Наведені значення констатують факт значного перевищення меж спонтанного мутагенезу для плітки та незначного перевищення для окуня в річкових гідроекосистемах Рівненської області.

**Таблиця 4.8**

Середні частоти ядерних порушень риб у репрезентативних створах річок Рівненської області

№ створу	верховодка	краснопірка	плітка	карась	окунь	лящ
1	2,86	2,38	4,57	1,45	3,4	1,83
2	3,56	3,21	6,02	1,47	3,84	1,6
3	2,45	3,58	3,99	1,61	4,25	2,18
4	5,52	3,98	6,92	1,4	5,63	4,83
5	4,93	3,01	5,96	1,45	4,18	1,57
6	2,66	2,4	4,57	1,5	3,43	3,32
7	3,52	3,86	5,62	1,89	4,73	4,23
8	2,57	2,92	3,47	1,16	3,36	2,23
9	4,41	3,27	5,91	1,46	4,21	3,43
10	4,8	3,69	6,78	1,81	5,83	4,83
11	3,21	2,75	5,14	-	3,41	2,99
12	3,79	3,74	5,59	1,5	3,04	2,24
13	4,7	3,87	6,19	1,64	4,37	3,83
14	4,81	3,28	5,72	1,62	4,26	2,01
15	2,75	2,6	3,24	1,2	4,57	2,9
16	3,54	2,13	3,82	-	3,1	2,92



Перевищення рівнів спонтанного мутагенезу еритроцитів периферійної крові мали в окремих створах середні значення для вибірок верховодки та ляща.

Отже, облік результатів мікроядерного тесту еритроцитів риб річок Рівненської області, дозволяє стверджувати, що серед 16 репрезентативних створів, явні ознаки прояву мутагенної дії водного середовища мають 7 ділянок гідроекосистем.

Зокрема, перевищення рівнів спонтанного мутагенезу мали чотири з шести досліджуваних видів риб (верховодка, плітка, окунь та лящ) у створі №4 (р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал») та створі №10 (р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал»).

У репрезентативних створах №5 (р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла), №9 (р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну) та створі №13 (р. Іква, в межах села Іванне Дубенського р-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал») перевищення рівнів спонтанного мутагенезу еритроцитів було відмічене у вибірках трьох видів риб: верховодки, плітки та окуня.

Ще однією ділянкою, де відмічалось перевищення рівнів спонтанного мутагенезу, для трьох видів риб (плітка, окунь, лящ) був створ №7 (р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с КВП «Зарічне»).

Звертає на себе увагу той факт, що всі згадані створи зазнають значного рівня антропогенного навантаження, яке полягає у надходженні стічних вод та урбанізації прилеглої до русла території водозбору. Без сумніву, це спричинює появу стресових факторів у гідроекосистемах, які у своїх комбінаціях та взаємодії з регіональними гідрохімічними параметрами природних вод провають порушення цитогенетичного гомеостазу аборигенних (місцевих) видів риб.



## 4.2. Аналіз структурних порушень ядра еритроцитів риб

Вивчення експериментальних робіт, які досліджували морфологію крові риб свідчить, що при аналізі рівнів їх цитогенетичного гомеостазу необхідно враховувати не лише кількісні, а й структурні порушення ядерного апарату периферійної крові [194; 268; 278].

Доведено, що внаслідок компенсації стресових процесів, які відбуваються в організмі, з'являються еритроцити з мікроядрами. При цьому, причиною стресу може бути і функціональне перевантаження риб при раптових змінах лімітуючих факторів середовища [196] і голодування [129], і кумулятивний токсикоз [110; 122].

Порушення еритроцитів у вигляді несформованого ядерного матеріалу також вказує на розвиток дегенеративних процесів у організмі риб, що обумовлені різними факторами, в тому числі й появою токсикозів [161].

Випадки появи еритроцитів з двома ядрами деколи розглядаються не як цитологічні порушення в периферійній крові, а як зростання інтенсивності еритропоезу [194]. Однак, подібне пояснення виявляється справедливим лише для молодих особин з прискореним метаболізмом. Саме за рахунок збільшення кількості еритроцитів і забезпечується перенесення кисню при посиленні енергетичних затрат організму [81; 196]. У старших вікових груп риб двоядерні еритроцити носять неспецифічний характер і свідчать про наявність стресових факторів у природних водах [159; 184].

Отже, структура морфологічних змін клітин крові, з огляду своєї інформативності, може вважатись об'єктивним критерієм оцінки забруднення та порушення якості водного середовища.

У таблиці 4.9 представлено співвідношення типів ядерних порушень еритроцитів (див. додаток А), що були виявлені у представників іхтіофауни Рівненської області.

Таблиця 4.9

Розподіл структурних порушень ядра еритроцитів досліджуваних видів риб у створах  
спостережень, %

№ створу	Вид риби та типи* ядерних порушень																	
	верховодка			плітка			краснопірка			окунь			карась			лящ		
	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.	мя	2я	ін.
1	63	23	14	62	24	14	56	25	19	65	24	12	67	8	25	73	18	9
2	53	38	9	60	26	14	61	20	18	60	26	14	57	21	21	65	18	18
3	52	38	10	50	38	12	53	37	10	50	38	12	65	30	5	56	33	11
4	48	42	10	47	39	14	51	38	12	47	39	14	50	30	20	48	39	13
5	60	24	16	58	35	7	59	23	18	58	35	7	48	43	10	48	33	19
6	50	36	14	46	39	15	56	32	12	46	39	15	58	32	11	44	38	19
7	57	39	4	56	35	9	36	38	26	56	35	9	44	25	31	56	28	16
8	59	33	7	59	24	17	54	36	10	59	24	17	45	40	15	46	40	14
9	58	32	9	53	35	13	62	26	12	53	35	13	80	20	0	54	35	11
10	55	32	13	52	29	19	46	39	15	52	29	19	53	41	6	60	30	10
11	47	32	21	61	26	13	50	34	16	61	26	13				47	36	17
12	54	33	13	44	42	15	69	29	3	69	29	3	56	22	22	47	37	16
13	53	36	12	47	34	19	54	40	6	54	40	6	33	53	13	62	34	4
14	23	7	1	49	38	14	53	36	11	53	36	11	56	31	13	74	23	3
15	45	45	10	40	40	20	45	32	23	45	32	23	36	45	18	68	24	8
16	50	32	18	59	30	11	50	42	8	50	42	8				66	27	7

\*Примітка: частка окремого типу ядерних порушень у загальній кількості виявлених порушень (%): мя – еритроцити з мікроядрами; 2я – еритроцити з подвійними ядрами; ін. – несформований ядерний матеріал.



Вбудована діаграма полегшує візуальне сприйняття та дозволяє порівняти між собою результати обробки експериментального матеріалу. Так, чітко помітна тенденція переважання мікроядерних порушень еритроцитів риб, яка коливалась в межах 25-73% у репрезентативних створах. Частка еритроцитів з порушеннями у вигляді подвійних ядер була у більшості випадків помітно меншою 7-45%.

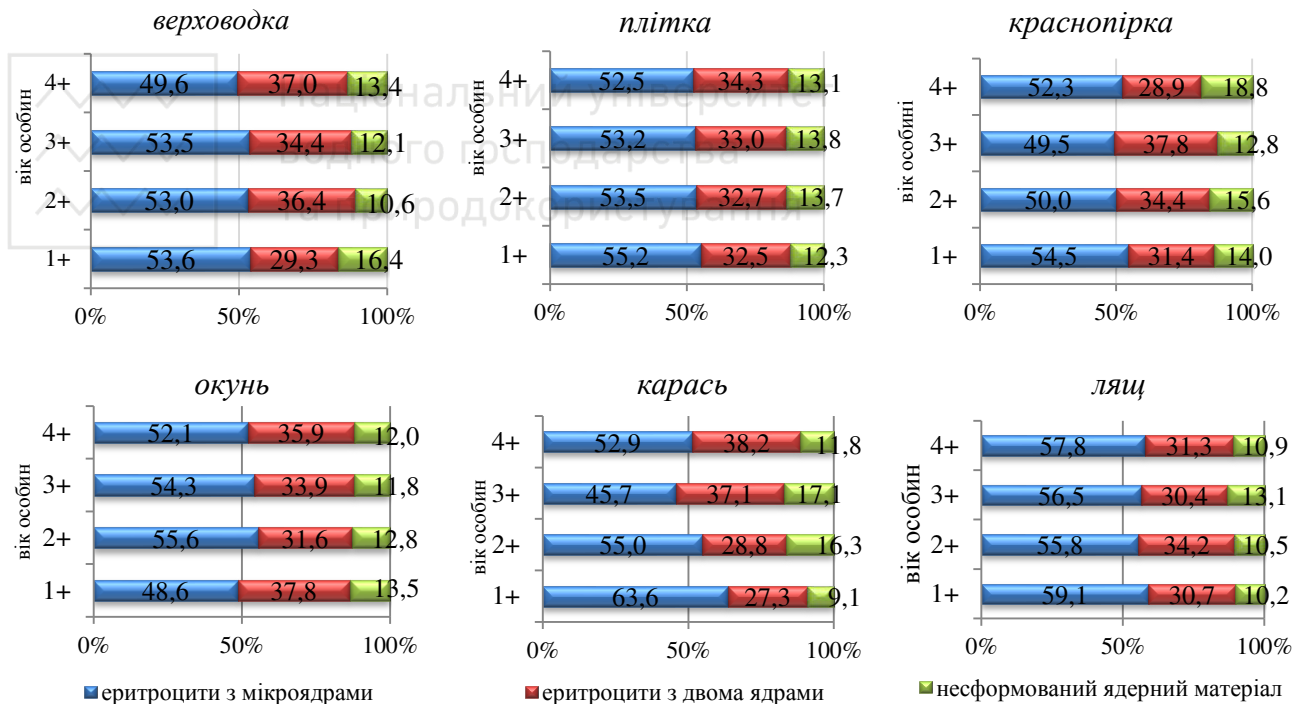
Щоправда, у створі №4 (р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал») різниця у розподілі величин згаданих порушень верховодки становила всього 6%. У створі № 12 (р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.) найменшою виявилась різниця між часткою еритроцитів з мікро- та подвійними ядрами для плітки – всього 2%. Аналогічною була різниця і у створі №7 (р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне») для краснопірки.

Різниця в 5% між згаданими типами порушень була помічена у створі №8 (р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь) для ляща та у створі №5 (р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла) для карася.

Цікаво, що в створі №15 (р. Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП “Міськводоканал”) різниця в розподілі мікро- та двоядерних еритроцитів верховодки була взагалі відсутня. Тут на частку обох видів порушень припадало по 45% від їх загальної кількості.

Серед структурних порушень ядерного апарату крові риб у всіх створах найменшою виявилась частка порушень у вигляді несформованого ядерного матеріалу, що коливалась в межах 1-25%.

У окремих вікових груп проаналізованих видів риб у структурному розподілі ядерних порушень також переважали еритроцити з мікроядрами, на долю яких у більшості випадків припадало >50% серед всіх видів порушень (рис. 4.23 ).



**Рис. 4.23** Частковий розподіл різних типів ядерних порушень еритроцитів у загальній кількості виявлених порушень різновікових груп риб річкових гідроекосистем Рівненської області





Відмічалось незначне зниження мікроядерних порушень з віком риб та, відповідно, зростання частки еритроцитів із двома ядрами та несформованим ядерним матеріалом. І хоча ця закономірність має слабкий прояв, є підстави говорити про реакцію цитогенетичного гомеостазу риб на умови існування.

Враховуючи те, що частота ядерних порушень еритроцитів периферійної крові має свої особливості як у різних видів риб та їх вікових категорій, так і на різних ділянках гідроекосистем, можна передбачити наявність стресових чинників, які можуть носити хронічний характер та негативно позначаються на екологічному стані річок досліджуваного регіону.

Представлені матеріали можуть мати значення як для практики моніторингу водних об'єктів, так і для теоретичного підґрунтя методології оцінки ступеня відхилення від норми цитогенетичного гомеостазу риб і відображення здоров'я гідроекосистем області. Однозначно, це потребує подальших досліджень, пов'язаних із контролем якості природних вод та відстеженням ефектів комплексного характеру забруднень на гомеостаз представників іхтіофауни.

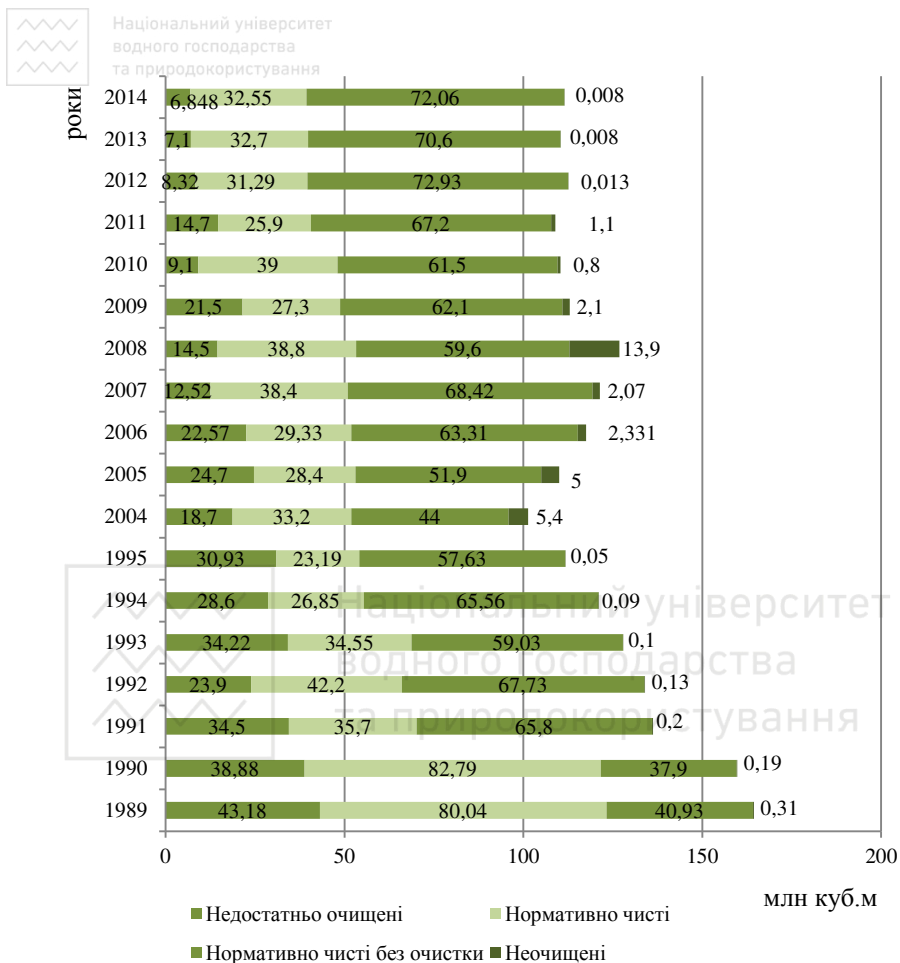


## ОЦІНКА СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД У РЕПРЕЗЕНТАТИВНИХ СТВОРАХ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

Сучасні дослідження стану гідроекосистем Рівненської області свідчать, що в їх басейнах знизилась стійкість природних ландшафтів [276], порушилась рівновага в екосистемах [116; 206], має місце повсюдне погіршення якості поверхневих вод [213], значна частина річок втратила природну самоочисну здатність [173]. Особливо напружена ситуація склалась з водокористуванням та охороною поверхневих вод [179].

Зокрема, гідроекосистеми області перебували в умовах найбільшого антропогенного навантаження в період 1968-1984 років. Саме з 1968 р. до річки Горинь стало надходити щодоби 55 тис.м<sup>3</sup> стічних вод після введення в дію виробничих потужностей Рівненського хімічного комбінату (нині до 100 тис.м<sup>3</sup>/добу). До р. Замчисько поступово (1965, 1970, 1976 рр.) збільшувався скид недоочищених стічних вод, що утворювались після введення в дію потужностей склозаводу, деревообробного комбінату та виробничого управління комунального господарства м. Костопіль. Скид значної кількості органічних речовин та хлоридів, що характеризують стоки введених потужностей Дубнівського м'ясокомбінату в 1970 р. та Дубнівської діляниці «Рівнеоблводоканалу» в 1981 р., знайшли своє відображення в якості води річки Іква. З 1964 р. і до цього часу, 25 тис.м<sup>3</sup>/добу стічних вод надходить до р. Устя. Введення в дію у 1979 р. потужностей Рівненської АЕС внесло свої зміни в формування річкового стоку річки Стир (забір води для охолодження реакторів, скиди промзливових вод та вод з очисних споруд).

Незважаючи на спад економіки з середини 90-х років ХХ сторіччя, скидання недоочищених стічних вод в поверхневі водойми області триває (рис. 5.1, табл. 5.1).



**Рис. 5.1** Динаміка скиду стічних вод у поверхневі водойми Рівненської області

На сучасному етапі, внаслідок аварійного стану комунікацій збільшилась кількість аварійних ситуацій на каналізаційних мережах міста та області, що призводить до скидання у водні об'єкти неочищених стічних вод. Штрафні санкції мають місце, але виявляються малоефективними для нормалізації екологічного стану водойм.

Таблиця 5.1

Динаміка скиду забруднюючих речовин у поверхневі водойми Рівненської області

Забруднюючі речовини	Скид, т/рік									
	1992	1993	1994	1995	2009	2010	2011	2012	2013	2014
БСК повн.	1480	2012	1039	1230	604	465	450	389	424	374
Зважені речовини	1930	1879	1403	1554	570	416	464	386	405	373
Нафтопродукти	230,0	28,72	12,28	16,25	1,74	1,75	1,88	1,2	0,524	0,996
Сухий залишок	53590	53000	23730	64,05	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.
Сульфати	9480	10590	9360	9630	2561	2352	2414	2178	2124	2134
Хлориди	9870	9200	6980	5788	2853	2590	2661	2574	2511	2544
Азот амонійний	341,9	356,0	262,0	249	130	98	103	74	76	61
Нітрати	570,59	615,0	565,0	606	1330	1388	1370	1484	1373	1623
Нітрити	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	30,0	35,0	27,0	22,0	13,0	14
СПАР	21,21	9,286	3,259	2,268	3,01	2,54	2,28	2,66	2,58	2,592
Жири	4,91	0,434	0,009	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.
Фосфати	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	654,2	630,7	531,6	163,5	179,3	184
Залізо	7,56	36,92	29,24	20,56	20,95	17,33	16,14	9,46	9,47	8,91
Фтор	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	18,1	14,09	12,88	3,52	2,805	2,576
Мідь	0,67	5,389	4,112	2,64	0,633	0,612	0,535	0,28	0,238	0,243
Марганець	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	1,514	1,166	1,41	не визн.	не визн.	не визн.
Цинк	0,30	3,817	3,690	2,935	0,544	0,40	0,47	0,004	0,111	0,009
Нікель	0,01	0,821	0,236	0,000	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.
Хром <sup>6+</sup>	0,02	0,052	0,050	0,000	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.
Формальдегід	не визн.	не визн.	не визн.	не визн.	0052	0,056	0,051	0,05	0,031	0,026



Як було зазначено у першому розділі, потребою сьогодення в гідроекології є комплексний підхід до оцінки забруднення поверхневих вод, що дає можливість мати уявлення про характер та ступінь забрудненості поверхневих вод різноманітними хімічними речовинами та їх комбінованими ефектами дії на гідроекосистеми.

І все ж, екологічна класифікація якості поверхневих вод є невід’ємною частиною екологічної оцінки якості поверхневих вод, її критеріальною базою.

Так, великий обсяг аналітичної інформації моніторингових досліджень якості води в річках Рівненської області узагальнено в роботі Мельник В.Й. [213-215] на підставі “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями”. Автором здійснено ретроспективний аналіз динаміки якості річкових вод (Прип’ять, Стир, Горинь, Случ, Іква, Замчисько, Устя, Льва, Ствига) від 1964 р. до 2000 року. Для вивчення було взято 67 контрольних пунктів в чітко встановленому порядку від витoku (або входу ріки в область) до гирла (або виходу ріки з області).

На підставі цих даних автор приходить висновку, що невідповідність фактичних та нормативних значень досліджуваних показників свідчить про неспроможність окремих порушених річкових екосистем до самовідновлення, причиною чого стали різні рівні антропогенного навантаження. Річки першої групи, в тому числі рр. Стир і Іква, в яких відмічалось незначне погіршення показників трофо-сапробіологічного блоку та специфічних речовин токсичної дії було запропоновано вважати найбільш чистими. Другу групу річок, в тому числі рр. Горинь і Случ було розцінено як забруднені. Третя група річок, особливо рр. Устя та Замчисько було віднесено до річок з трансформованими ландшафтами і значним забрудненням поверхневих вод за показниками трьох блоків.

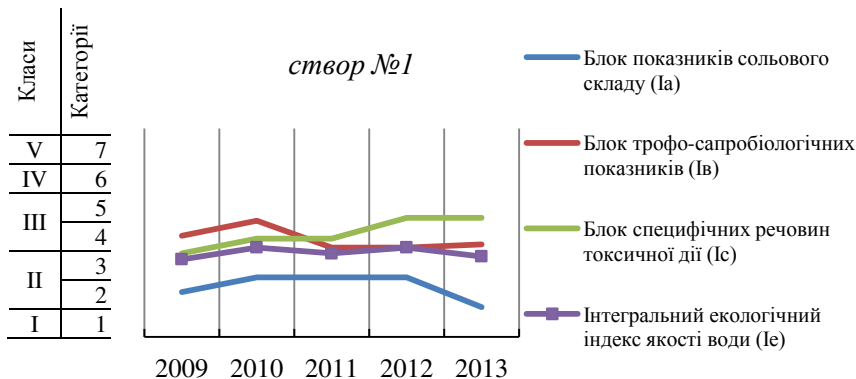


Акцентуючи увагу на групуванні річок, запропонованому Мельник В.Й., нам вважається раціональним проведення аналізу просторово-часової динаміки якості поверхневих вод зазначених груп річок на сучасному етапі.

### 5.1. Часова динаміка якості поверхневих вод за відповідними категоріями

**Річка Случ.** В межах Рівненської області основне антропогенне навантаження річка зазнає у Березнівському районі в результаті скидів побутових та промислових стічних вод, у яких присутні сполуки азоту, сульфати, хлориди, фосфати, завислі речовини, спиртові та фурфурольні компоненти, сивушні ефіроальдегідні та скипидарні фракції, а також кислоти [90].

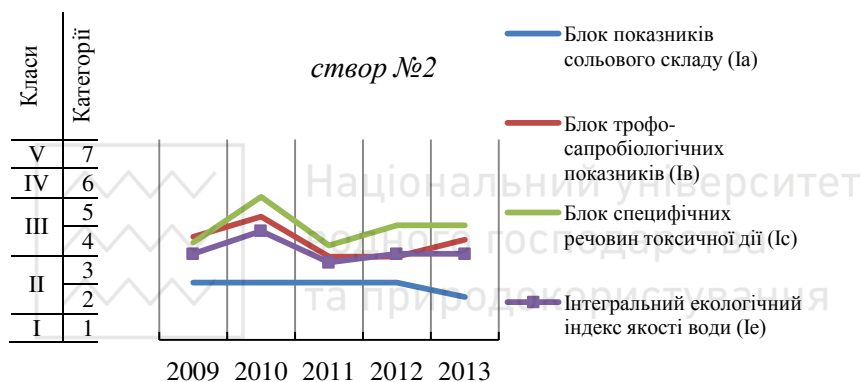
В якості фонового створу для відстеження впливу стічних вод було обрано створ в межах с. Бистричі Березнівського району. За результатами проведеної екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [263] впродовж 2009-2013 рр. категорія інтегрального екологічного індексу коливалась тут від 2,6 до 3,0 в межах II класу якості, що у якісному вираженні визначало «добрий» стан поверхневих вод, а ступінь чистоти у створі №1 «чиста» (рис. 5.2).



**Рис. 5.2** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»

Впродовж досліджуваного періоду у створі №1 для блоку трофо-сапробіологічних показників помічено покращення категорії від 4 до 3, а для блоку специфічних речовин токсичної дії погіршення від 3 до 4 категорії. Блок показників сольового складу коливався в межах 1-2 категорії.

У створі №2, що знаходиться в межах м. Березне (нижче скиду стічних вод) категорія інтегрального екологічного індексу виявилась найгіршою за даними 2010 р., що визначало III клас якості з характеристикою стану води «задовільна» та ступенем чистоти «забруднена» (рис. 5.3).



**Рис. 5.3** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»

За даними решти років досліджуваного періоду якість поверхневих вод у створі №2 не перевищувала II класу із помітним переважанням значень категорій блоку специфічних речовин токсичної дії (від 3,4 до 5,0). Блок показників сольового складу знаходився переважно в межах 2 категорії II класу.

**Річка Устя.** Антропогенне навантаження на басейн річки визначається розташованими на її берегах промисловими підприємствами Рівненського та Здолбунівського районів. Вздовж русла в межах населених пунктів відзначається побутове забруднення. Річка зарегульована водосховищами, у верхній та нижній течії заплава меліорована. У літньо-осінню



та зимову межень у поверхневих водах відмічається зменшення концентрації розчиненого кисню, погіршення умов розкладу органічних речовин та їх інтенсивне накопичення, збільшення концентрації азоту, фосфору, різноманітних металів, хлорорганічних сполук тощо [178].

Проведення екологічної оцінки якості поверхневих вод р. Устя в фоновому створі (західна околиця с. Івачків Здолбунівського району) проводилась за даними трьох років (рис. 5.4), що пов'язано із наявними даними результатів гідрохімічного контролю Держуправління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області.

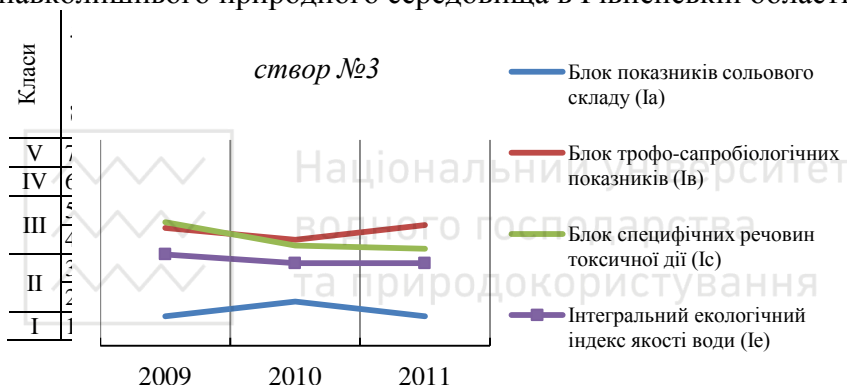
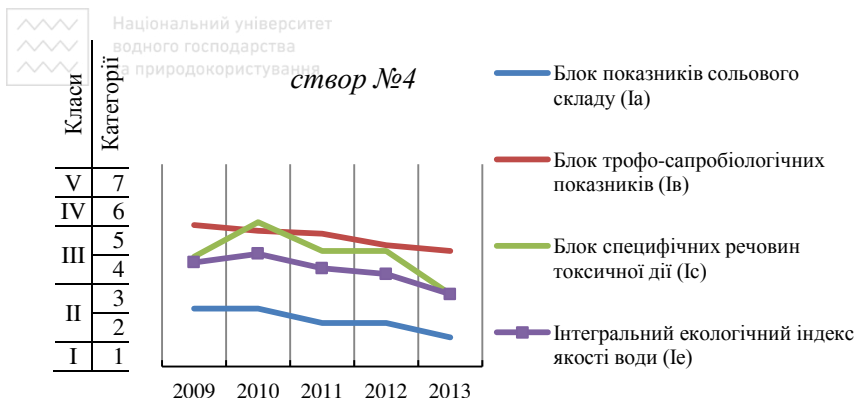


Рис. 5.4 Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Устя, верхів'я, природний фон, 65 км від гирла

Так, у 2009-2011 рр. категорії інтегрального екологічного індексу визначали II клас якості поверхневих вод із характеристикою стану «добрий», ступінь чистоти - «чиста». При цьому, блок трофо-сапробіологічних показників та специфічних показників токсичної дії знаходились в межах 3-4 категорії (клас перехідний від II до III), блок сольового складу в межах 1-2 категорії (клас перехідний від I до II).

Якість поверхневих вод р. Устя в створі №4 (в межах м. Рівне, нижче скиду з о/с «Рівнеоблводоканал») коливалась в межах II-III класів за категоріями інтегрального екологічного індексу (рис. 5.5).





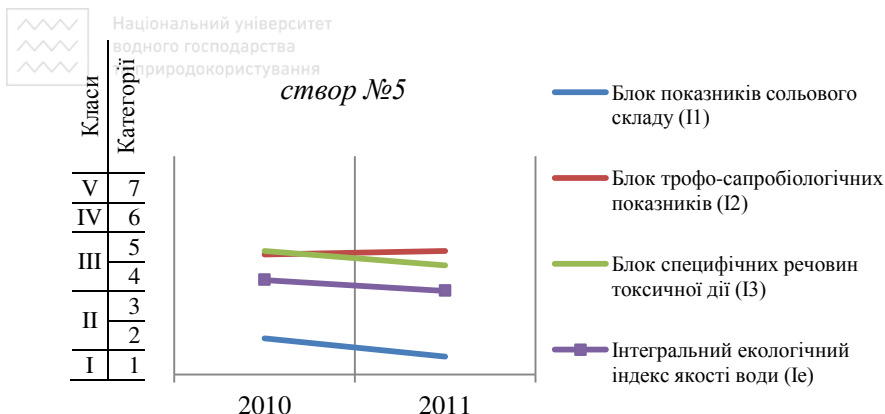
**Рис. 5.5** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»

Незважаючи на поступове зниження категорій трофо-сапробіологічного блоку (від 4,9 до 4) їх значення відносились до III класу якості – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена». Блок специфічних речовин токсичної дії впродовж досліджуваного періоду знаходився в межах 2,5-5,0 категорій (II-III класи); блок показників соляного складу переважно в межах 2 категорії II класу.

Оцінка якості поверхневих вод у створі №5 (поблизу гирла р. Устя) була проведена лише для двох років (рис. 5.6), що також пов'язане із скороченням програми державного моніторингу водних ресурсів у Рівненській області.

Так, інтегральний екологічний індекс оцінював якість поверхневих вод в межах II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста».

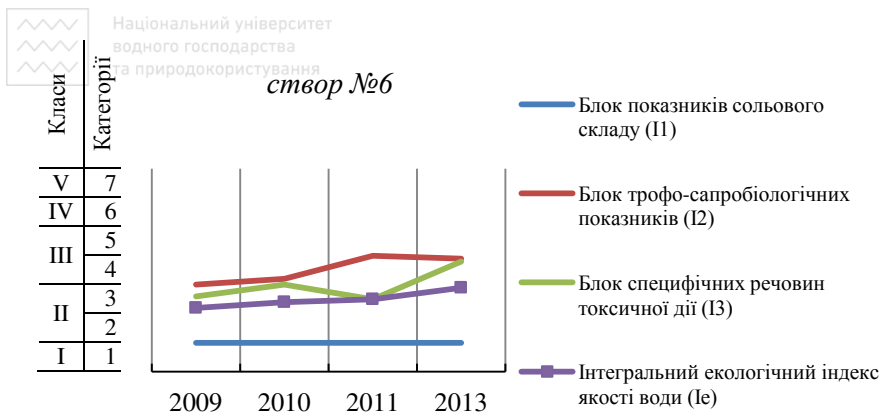
При цьому, блок трофо-сапробіологічних показників та специфічних показників токсичної дії знаходились в межах 4 категорії III класу, блок соляного складу в межах 1-2 категорії (клас перехідний від I до II).



**Рис. 5.6** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла

**Річка Стир.** Формування гідрохімічного складу річки відбувається за умов надлишкового зволоження та впливу поширених карбонатних порід. У живленні річки беруть участь напірні води закарстованої товщі вапняків. Це зумовлює збільшену концентрацію в річковій воді  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{HCO}_3$ . Суттєві зміни у формування річкового стоку річки внесло введення в дію у 1979 р. потужностей Рівненської АЕС (забір води для охолодження реакторів, скиди промзливових вод та вод з очисних споруд). Сучасний антропогенний вплив на воду річки на території Рівненської області в основному полягає у скиді стічних вод промислово-зливового каналу РАЕС з високим вмістом сульфатів та побутово-промислових стічних вод із значним вмістом азоту нітритного. Має місце вплив поверхневого стоку у місцях ведення сільськогосподарського виробництва. Значно погіршують якість води і підприємства в межах Волинської області [173].

Впродовж 2009-20013рр. інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Стир нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС (створ №6) знаходився в межах 2-3 категорій II класу якості – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.7).

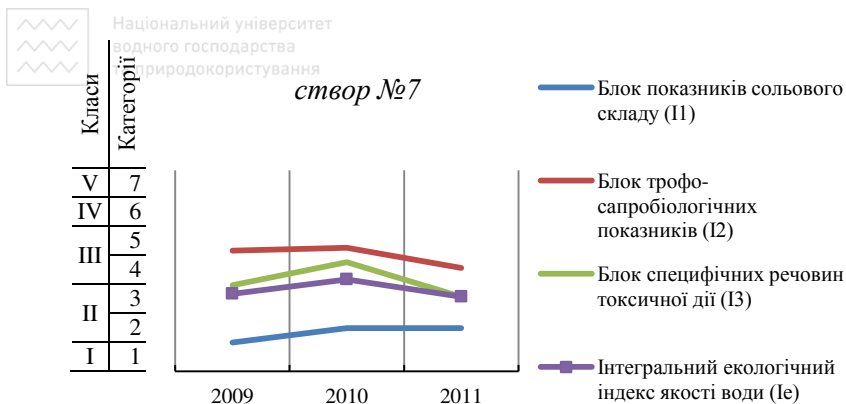


**Рис. 5.7** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС

Найгіршими у цьому створі виявились значення категорій трофо-сапробіологічного блоку, що змінились від 3 категорії II класу в 2009 р. до 4 категорії III класу в 2011-2013 рр. Блок специфічних речовин токсичної дії характеризувався 2,5-3,8 категоріями, що визначало перехідну від II до III класу якості. Блок показників соляного складу мав незмінно 1 категорію I класу.

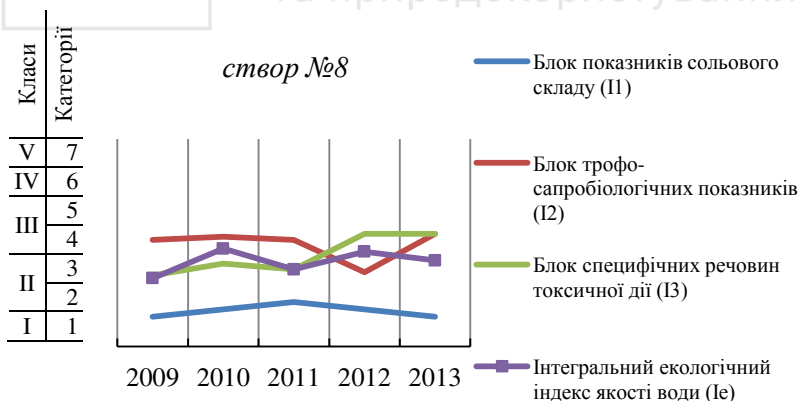
Нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне» (створ №7) інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Стир у 2009-2011 рр. мав у середньому 3 категорію II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.8).

Найгірші значення категорій у даному створі мав трофо-сапробіологічний блок. Проте, порівняно з 2009-2010 рр. (4 категорія III класу) його значення в 2011 р. дещо знизились (3,6 категорія перехідного II-III класу). Блок специфічних речовин токсичної дії мав найгірші характеристики за даними 2010 р. (3,8 категорія III класу). У 2009 р. та 2011 р. значення категорій 3 та 2,6 відповідно оцінювали блок специфічних речовин токсичної дії в межах II класу. Блок показників соляного складу змінився з 1 категорії I класу до 2 категорії II класу.



**Рис. 5.8** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»

У створі в межах с. Іванчиці Заріченського р-ну (створ №8) інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Стир впродовж 2009-2013 рр. не перевищував 3 категорії II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.9).



**Рис. 5.9** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Стир, в межах с. Іванчиці Заріченського р-ну (з мосту), 1 км нижче впадіння р. Стубла, витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону, 74 км від гирла



Блок трофо-сапробіологічних показників мав переважно 4 категорію III класу, за виключенням 2012 р. (2,5 категорія II класу). Якість води за блоком специфічних речовин токсичної дії відчутно погіршилась у 2012 р., сягнувши 4 категорії III класу, порівняно із 2-3 категоріями II класу у 2009-2011 рр. Блок показників сольового складу не перевищував 2 категорії II класу.

**Річка Замчисько.** Антропогенне навантаження річки пов'язане з надходженням до неї значної кількості забруднюючих речовин з підприємств Костопільського промислового вузла та меліоративних систем. Недостатньо очищені стічні води скидають домобудівний комбінат ВАТ “Костопільський ДБК”, склозавод та державне комунальне підприємство (ДКП) “Костопільводоканал”. Вода річки використовується для промислового водопостачання та як водоприймач меліоративних систем. В процесі діяльності підприємств утворюються виробничі та господарсько-побутові стічні води. Вони надходять у міську каналізаційну мережу і далі проходять очистку на міських очисних спорудах біоочистки. Періодичний контроль ефективності очистки виробничих стічних вод у відстійнику відсутній. Зазначене призвело до суттєвих змін природного стану річки, яка перетворилась на нову природно-господарську систему [276].

У створі в межах с. Мала Любаша (створ №9), що може розглядатись як фоновий для впливу стічних вод м. Костопіль, поверхневі води річки мають II клас якості за встановленими категоріями інтегрального екологічного індексу (рис. 5.10).

Звертає увагу значне погіршення якості води річки за блоком специфічних речовин токсичної дії у 2010 р., що сягнуло 5 категорії III класу. Блок трофо-сапробіологічних показників мав переважно перехідний від II до III класу стан.

Блок показників сольового складу коливається в межах 1-2 категорій, що характеризує стан поверхневих вод як перехідний від I до II класу якості.

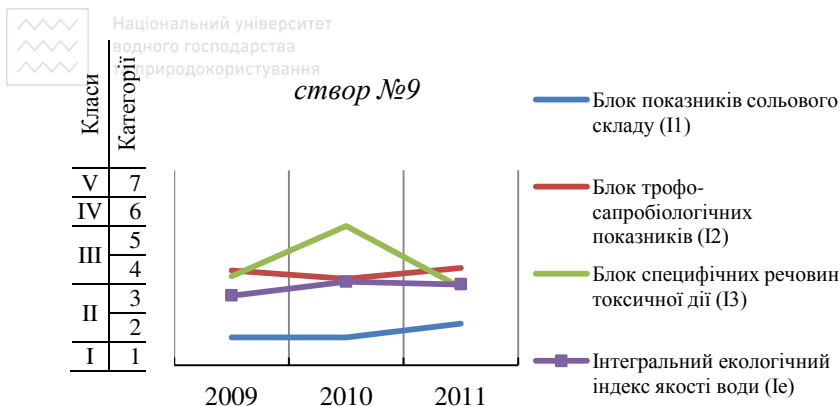


Рис. 5.10 Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну

Нижче скиду з очисних споруд м. Костопіль (створ №10) інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Замчисько знаходиться майже на тому ж рівні, що й у попередньому (фоновому) створі із категоріями від 2,7 до 3,4 II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.11).

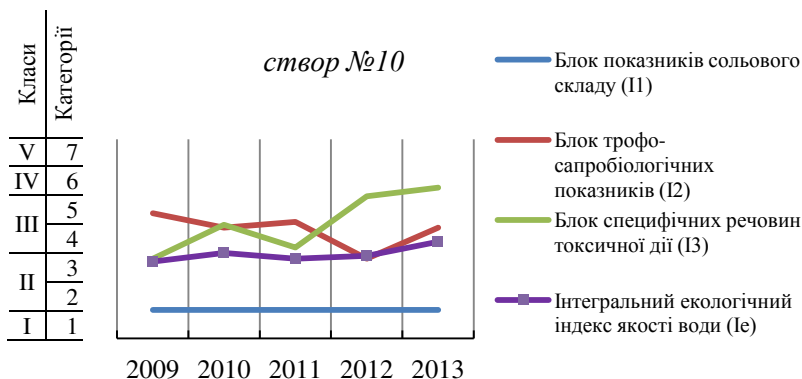


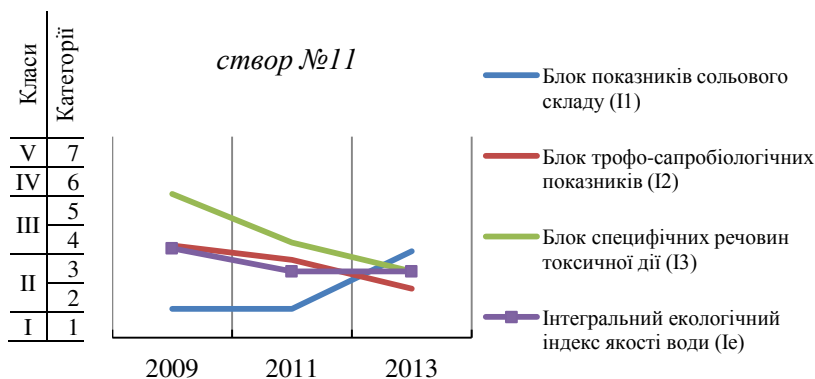
Рис. 5.11 Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу



Блок трофо-сапробіологічних показників мав III клас якості води, за виключенням 2012 р., коли він розцінювався II класом якості. Тут необхідно враховувати неповний перелік контрольованих показників блоку, що увійшли до звітної інформації аналітичного відділу Держуправління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області цього року. Блок специфічних речовин токсичної дії від II класу у 2010 р. перейшов до III класу у 2012-2013 рр. Блок показників сольового складу лишався незмінно I класу якості впродовж досліджуваного періоду. Очевидно, що саме значення категорій цього блоку призводять до згладжування результатів при обчисленні категорій інтегрального екологічного індексу, та відповідно, до покращення класу якості поверхневих вод.

**Річка Стубелка.** Формування якості води поверхневих вод річки відбувається як під впливом природних гідрохімічних особливостей, а саме високого вмісту органічних (гумінових) речовин, так і під впливом урбанізації та широкомасштабної меліорації водозбірного басейну [215].

Інтегральний екологічний індекс характеризує якість води в межах II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.12).



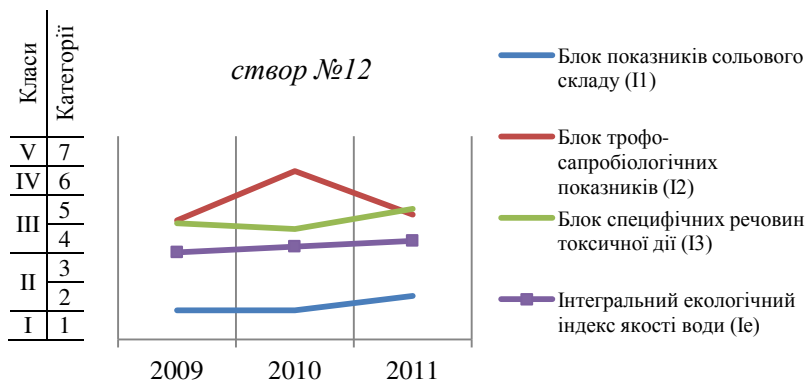
**Рис. 5.12** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Стубелка, в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»



Під впливом антропогенних факторів у воді річки зростають концентрації специфічних речовин токсичної дії, що в окремі роки сягають 5 категорії III класу. Продемонстроване на графіку (рис. 5.12) зниження категорій даного блоку у 2011-2013 рр. є наслідком скорочення переліку контрольованих показників програмою державного моніторингу. Блок трофо-сапробіологічних показників знаходиться переважно в межах II-III класів. Блок показників сольового складу змінив категорію у 2013 р. до III класу, порівняно із I класом якості у 2009-20011 рр.

**Річка Іква.** Основне антропогенне навантаження на поверхневі води річки пов'язане із надходженням стоків Дубнівського м'ясокомбінату та Дубнівської ділянки «Рівнеоблводоканалу». У заплаві річки проведені значні меліоративні заходи, русло річки відрегульоване, побудовано велику кількість осушувальних каналів а також дамб обвалування з метою захисту земель від затоплення в період весняної повені та дощових паводків [179].

Інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод в межах с. Сопанівчик, що на межі з Тернопільською областю (створ №12) свідчить про II клас якості – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.13).



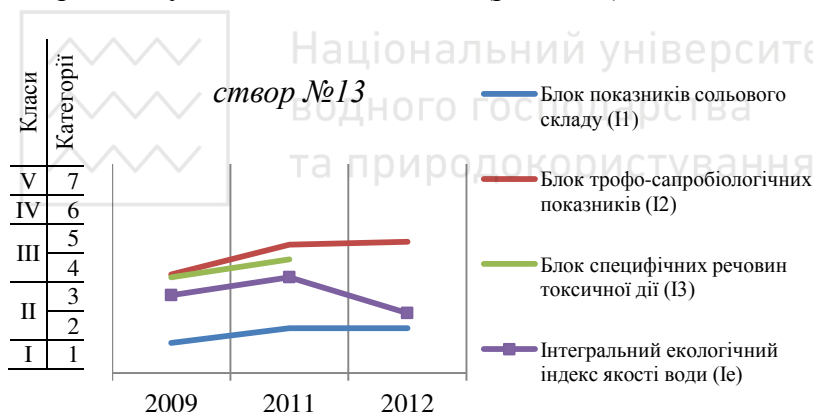
**Рис. 5.13** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.





При цьому, з трьох блокових індексів найвищі значення категорій мав блок трофо-сапробіологічних показників, що за даними 2010 р. сягав у створ №12 майже шостої категорії IV класу – стан «поганий», ступінь чистоти «брудна». У 2009 та 2011 рр. були визначені 4,1 та 4,3 категорії відповідно, що характеризувало III клас якості. Блок специфічних речовин токсичної дії виявився незмінним в межах III класу. Блок показників сольового складу коливається в межах 1-2 категорій, що характеризує стан поверхневих вод як перехідний від I до II класу якості.

Нижче скиду з очисних споруд «Дубноводоканал» (створ №13) інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Іква відповідав впродовж 2009-2012 рр. II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.14).

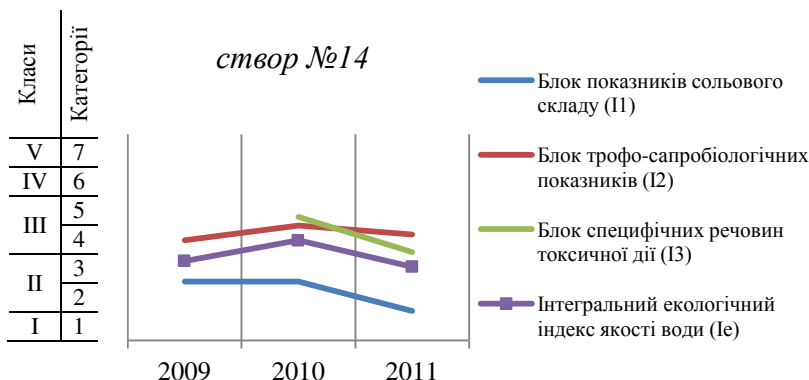


**Рис. 5.14** Динаміка величин інтегральних показників якості води р. Іква, в межах села Іванне Дубенськогор-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»

Блок трофо-сапробіологічних показників погіршився змінивши 3,3 категорію II класу в 2009 р. на 4,4 категорію III класу у 2012 р. Аналогічно змінювалась якість поверхневих вод і за блоком специфічних показників токсичної дії впродовж 2009 та 2011 рр.; у 2013 р. показники блоку не визначались. Сольовий блок перейшов з 1 категорії I класу до 2 категорії II класу.



р. Іква (створ №14) інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод визначав II клас якості – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.15).



**Рис. 5.15** Динаміка середніх величин інтегральних показників якості води р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла

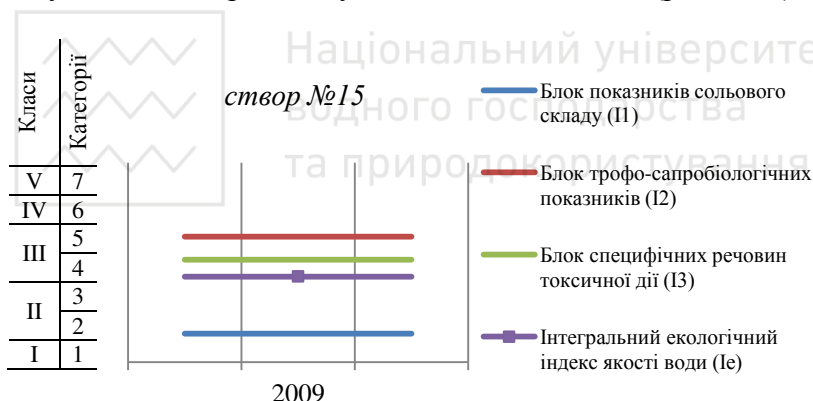
Блок трофо-сапробіологічних показників впродовж 2009-2011 характеризувався перехідним станом від II до III класу. Згідно наявних даних, блок специфічних речовин токсичної дії розцінювався в межах 4 категорії III класу у 2010 р., а у 2011 р. покращився до 3 категорії II класу. Блок показників сольового складу змінився з 2 категорії II класу в 2009-2010 рр. на 1 категорію I класу у 2011 році.

**Річка Горинь.** Суттєвим джерелом антропогенного навантаження на річку в межах Рівненської області є хімічний комбінат, виробничі потужності якого введено в дію з 1968 р. із початковим надходженням стічних вод в обсязі 55000 м<sup>3</sup>/добу, а станом на 2001 р. вже 100000 м<sup>3</sup>/добу. Не менш суттєвого впливу промислових стічних вод річка зазнає нижче смт Оржів від зливової каналізації деревообробного комбінату “ОДЕК-Україна”. Скид побутових стічних вод на території області здійснюється в межах смт Гоща, смт Оржів та міст Острог і Дубровиця. На гідрохімічний режим річки Горинь

суттєво впливають підземні та карстові води мергельної товщі, які вносять до річки гідрокарбонати Ca та Mg [179].

Характер ґрунтів та підвищена вологість клімату не сприяють збагаченню річкової води розчиненими солями, у цей же час, поверхневий стік із заболочених водозборів вносить у притоки та в саму р. Горинь значну кількість заліза та органічних сполук. В межах с. Рубче Рівненського району, нижче скидів неочищених стічних вод відвалів фосфогіпсу ПАТ «Рівнеазот» у воді річки значно зростає концентрація сульфатів [276].

Інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод річки нижче скиду стічних вод м. Дубровиця (створ №15) характеризується за даними 2009 р. третьою категорією II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.16).



**Рис. 5.16** Динаміка середніх величин інтегральних показників якості води р.Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП “Міськводоканал”

При цьому, блок трофо-сапробіологічних показників мав 4,4 категорію III класу – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена». Блок специфічних показників токсичної дії мав значення категорії 3,6, що відповідала перехідному стану від II до III класу – стан «добрий-задовільний», ступінь чистоти «чиста-забруднена». Блок показників сольового складу мав 1 категорію I класу.



На кордоні з Білоруссю, в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну (створ №16), інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Горинь не перевищував впродовж 2009-2013 рр. значень категорії 3,3, що оцінюється II класом якості води – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста».

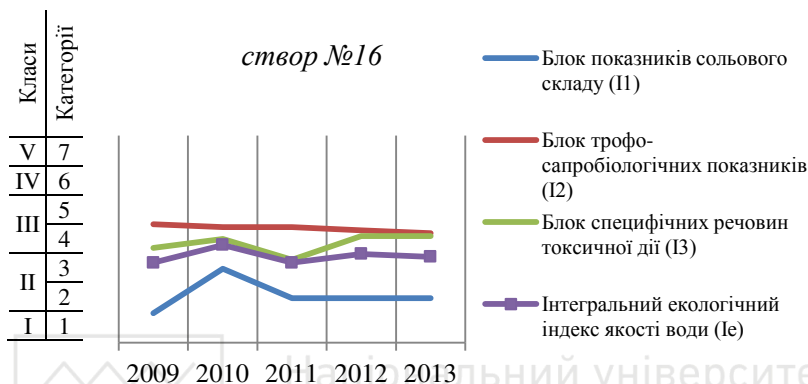


Рис. 5.17 Динаміка середніх величин інтегральних показників якості води р. Горинь, в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю

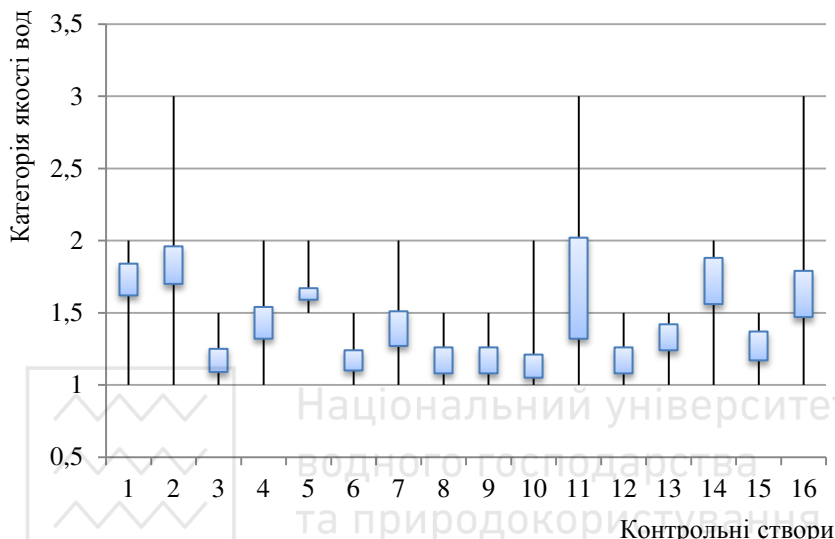
Категорії трофо-сапробіологічного блоку визначали III клас якості води впродовж всього досліджуваного періоду. Якість води за блоком специфічних речовин токсичної дії змінювалась від II класу до перехідного II-III класу. Блок показників сольового складу знаходився переважно у перехідному I-II класі – стан «відмінний-добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста». Виключення становила категорія сольового блоку у 2010 р. (2,5), що відносила якість води до II класу.

## 5.2. Просторова динаміка якості поверхневих вод за відповідними категоріями

Результати аналізу просторової динаміки якості річок Рівненської області за **блоком показників сольового складу** (I<sub>1</sub>) представлено на рис. 5.19. Прямокутники на діаграмі відображують коливання середніх величин блокового індексу



(I<sub>1</sub>) за категорією, а верхні та нижні лінії – відповідно максимальні і мінімальні значення категорій, яких сягав блоковий індекс показників сольового складу впродовж періоду досліджень.



**Рис. 5.19** Категорії якості води за блоком показників сольового складу (I<sub>1</sub>) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

Так, стан за категорією мінімальних значень показників сольового блоку річок Рівненської області в основному «відмінний», ступінь чистоти «дуже чиста». Виключенням є створ №5 (р. Устя, в межах смт Оржів, 0,7 км вище гирла), де за мінімальною категорією сольового блоку встановлено перехідний стан «відмінний-добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста».

За найгіршими (максимальними) та середніми значеннями категорій якість води річок по сольовому блоку коливалась від стану «відмінний-добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста» до стану «добрий», ступінь чистоти «чиста».

Зокрема, вміст сульфатів у всіх дослідних річках за середніми значеннями ознак знаходився переважно в межах 1-

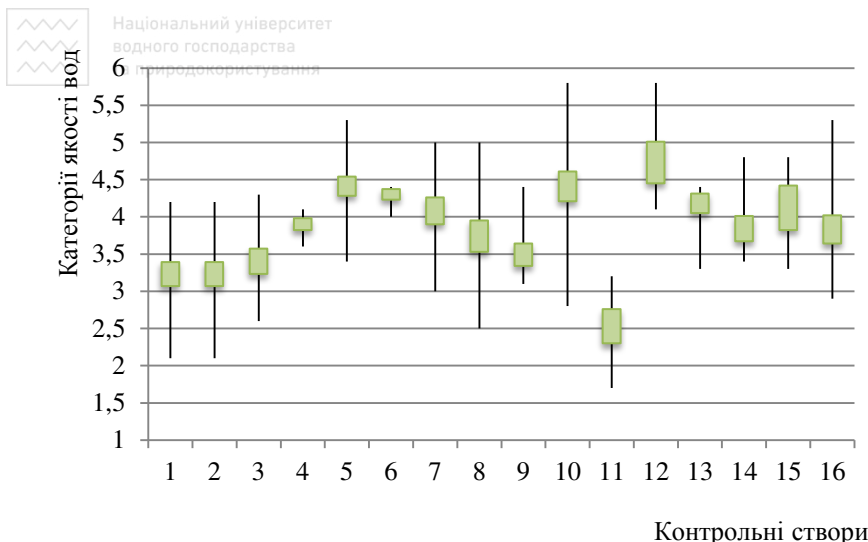


2 категорії, за виключенням створу №14 (р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла), де вміст сульфатів за середніми значеннями 2010 р. сягав 3 категорії якості води. За найгіршими значеннями виключення в межах 1-2 категорії становили вже три створи. У 2010 р. знову створ №14; у 2011 р. – створ № 7 (р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне») вміст сульфатів сягав третьої категорії. У 2009 р. – створ № 2 (р. Случ в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал») вміст сульфатів сягав 4 категорії за найгіршими показниками.

Вміст хлоридів за середніми значеннями ознак також знаходився переважно в межах 1-2 категорії, за виключенням створу №4 (р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал») у 2010 р.; створу №11 (р. Стубелка, в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс») у 2013 р.; створу №14 (р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла) та у 2009 створ № 2 (р. Случ в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»), де вміст хлоридів сягав третьої категорії. У згаданих створах, вміст хлоридів за максимальними значеннями також знаходився в межах 3 категорії. У решті створів вміст хлоридів за максимальними значеннями показників знаходився в межах 1-2 категорії.

Аналіз просторової динаміки якості води річок області за **трофо-сапробіологічним блоком** ( $I_2$ ) свідчить про значно гірші категорії навіть за мінімальними значеннями ознак, порівняно із категоріями сольового блоку (рис. 5.20).

Так, стан за категорією мінімальних значень показників знаходився в широких межах: від 1,7 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» у створі №11 (р. Стубелка, в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс») до 4,1 категорії у створі №6 (р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливової каналізації РАЕС) – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».



**Рис. 5.20** Категорії якості води за блоком трофо-сапробіологічних показників ( $I_2$ ) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

За найгіршими (максимальними) значеннями категорій якість трофо-сапробіологічного блоку ( $I_2$ ) води річок області коливалась від 3,2 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» у створі №11 (р. Стубелка, в межах селища Клевани, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс») до 5,8 категорій у створах №10 (р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу) та №12 (р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.).

За середніми значеннями категорій трофо-сапробіологічного блоку найбільш несприятливою виявилась ситуація у створах № 12 (р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.) – 5 категорія – стан за категорією «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена»; створ №10 (р. Замчисько, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал» та створ №5 (р. Устя, в межах смт Оржів, 0,7 км вище гирла) – стан за категоріями відповідно 4,5



- 4,6 – «задовільний-посередній», ступінь чистоти «слабко забруднена-помірно забруднена».

Якщо характеризувати окремі гідрохімічні показники, то слід відзначити, що погіршення якості води за трофосапробіологічним блоком, насамперед, обумовлюють вміст у воді підвищених концентрацій речовин азотної групи. Майже в кожному створі мало місце зростання концентрацій азоту нітратного та нітратного до 7 категорії – стан «дуже поганий», ступінь чистоти «дуже брудна», а також азоту амонійного до 6 категорії - стан «поганий», ступінь чистоти «брудна».

Показники БСК<sub>5</sub> та ХСК, що відображують вміст органічних речовин у річковій воді, відчутно зростали у створах після скидів з очисних споруд. Зокрема у створах №4 (р. Устя, нижче скиду з о/с «Рівнеоблводоканал»), №7 (р. Стир, нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»), №10 (р. Замчисько, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал») вони сягали 6 категорії за середніми значеннями ознак – стан «поганий», ступінь чистоти «брудна».

Завислі речовини у контрольних створах було переважно в межах 2-3 категорій – стан «дуже добрий-добрий», ступінь чистоти «чиста-досить чиста». Виключення становили води рр. Устя та Замчисько після скидів стічних вод (відповідно створ №4 та створ №10), де концентрація завислих речовин сягала 4 категорії – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».

Показник рН мав помітне погіршення у створі №5 (поблизу гирла р. Устя, в межах смт Оржів), де за всіма величинами показника мала місце 5 категорія – стан «посередній», ступінь чистоти «помірна забруднена». У решті контрольних створах показник рН річкової води зрідка сягав 3 категорії – стан «добрий», ступінь чистоти «досить чиста».

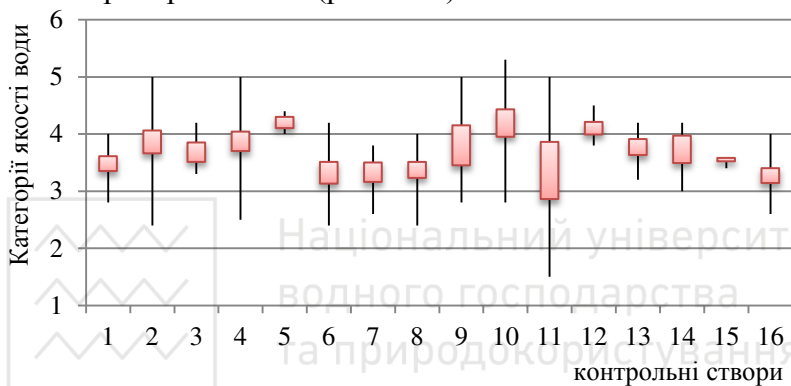
Концентрація розчиненого у воді кисню була переважно в межах 1-2 категорії за всіма величинами показника. Виключення становили створи №6 (р. Стир, нижче скиду промислово-зливної каналізації ПАЕС), №8 (р. Стир, витік





ріки в Білорусь, 74 км від гирла), №10 (р. Замчисько, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал») та №13 (р. Іква, нижче скиду о/с «Дубнововодоканал»), що в окремі роки характеризувались 4-6 категоріями за вмістом  $O_2$ .

Просторова динаміка якості води річок області за **блоком специфічних речовин токсичної дії** ( $I_3$ ) відображує широкий діапазон мінливості його категорій, що свідчить про суттєві розбіжності їх показників як в межах окремих створів, так і в межах території області (рис. 5.21).



**Рис. 5.21** Категорії якості води за блоком специфічних речовин токсичної дії ( $I_3$ ) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

Так, для мінімальних значень показників найкращою виявилась ситуація у створі №11 (р. Стубелка, в межах селища Клевань, нижче скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»), що відповідала 1,5 категорії – стан «відмінний», ступінь чистоти «чиста». Найгіршою для створу №5 (р. Устя, в межах смт Оржів, 0,7 км вище гирла), що відповідала 4 категорії – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». Максимальні значення ознак блоку специфічних речовин токсичної дії коливались від категорії 3,6 у створі № 16 (р. Горинь, витік в Білорусь) – стан «добрий-задовільний», ступінь чистоти «досить чиста - слабко забруднена» до категорії 5,3 у створі № 11 (р. Стубелка, нижче скиду з о/с КП



«Клеванькомунсервіс») – стан «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена».

Для середніх значень ознак блоку найпомітнішою була розбіжність у створі № 11 (р. Стубелка, після скидів стічних вод), що коливались від категорії 2,9 – стан «добрий», ступінь чистоти «досить чиста» до категорії 3,9 – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».

Серед усіх контрольних створів найвищі значення категорій за середніми величинами блоку відмічені у створі №5 (р. Устя, в межах смт Оржів, 0,7 км вище гирла) №10 (р. Замчисько, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал») №12 (р. Іква, на межі з Тернопільською обл.). Стан їх поверхневих вод оцінено як «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».

Тут необхідно зазначити, що Рівненщина належить до тих регіонів, де середній вміст у воді деяких важких металів (залізо, цинк, мідь, марганець) відносно інший, ніж в інших регіонах [251]. Це зумовлено наявністю болотних ландшафтів, порівняно невеликими витратами води в річках, зональними відмінностями, наявністю хімічних елементів поверхневого стоку з урбанізованих територій, з атмосферними опадами, що вносить суттєві корективи у функціонування гідроекосистем.

Так, серед контрольних створів слід відмітити значні концентрації міді, передусім, у створах центральної частини області. Зокрема, це створи на р. Случ (№1, №2) де майже незмінною є 5 категорія за вмістом у воді міді, що характеризує «посередній» стан та «помірно-забруднену» ступінь чистоти річкової води. В окремих створах р.Устя (№4), р. Замчисько (№9) вміст міді сягав 7 категорії – стан «дуже поганий», ступінь чистоти «дуже брудна».

У створ №6 (р. Стир, нижче зливів РАЕС) відмічено 5 категорію за вмістом міді. У решті контрольних створів - переважно 4 категорією – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена».



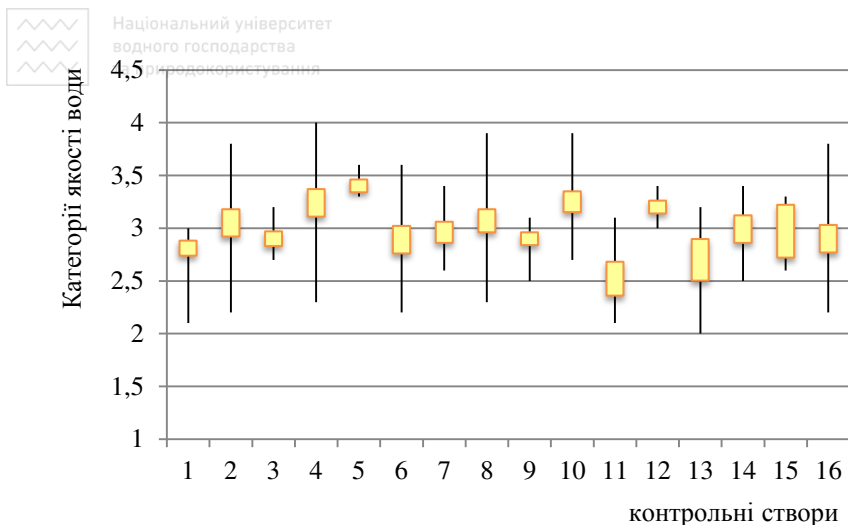
За вмістом цинку найгірші характеристики має р. Замчисько в обох контрольних створах, р. Стир у створі №6, що нижче зливів РАЕС, а також р. Устя у створі №4 після скидів стічних вод «Рівнеоблводоканал». Тут має місце 7 категорія якості води, що характеризує її стан за вмістом цинку як «дуже поганий», а ступінь чистоти як «дуже брудна». Для створів, що зазнають впливу стічних вод відмічаються 4-5 категорії за цинком. Найменші концентрації елементу характерні для створу №1 (р. Случ, в межах с. Бистричі) - 1 категорія, стан «відмінний», ступінь чистоти «чиста».

Вміст заліза у всіх створах в основному має 4 категорію – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена». Лише у створі №3 (р. Устя, поблизу верхів'я, природний фон) відмічено 5 категорію елемента, що характеризує «посередній» стан води із ступенем чистоти «помірно забруднена».

Неоднозначною виявилась ситуація за вмістом у поверхневих водах річок марганцю. Так, незалежно від наявності джерел антропогенного навантаження концентрації елемента знаходяться в межах 2-4 категорій. Очевидно, разові гідрохімічні аналізи не відображають дійсного вмісту марганцю у поверхневих водах, через його активну міграцію з води до донних відкладів і навпаки, завдяки окисно-відновному потенціалу елемента.

Відсутність повноцінної інформації про вміст у поверхневих водах області фторидів не дозволяє провести детальний аналіз ступені забруднення окремих створів даним елементом. Проте, чітко простежується вміст фторидів у межах 4-5 категорій для малих річок та в межах 1-2 категорій для середніх річок.

Величини інтегрального екологічного індексу (Іе) поверхневих вод знаходились в межах 2-3 категорій, що дає підстави віднести річки Рівненської області до II класу якості – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» (рис. 5.22).

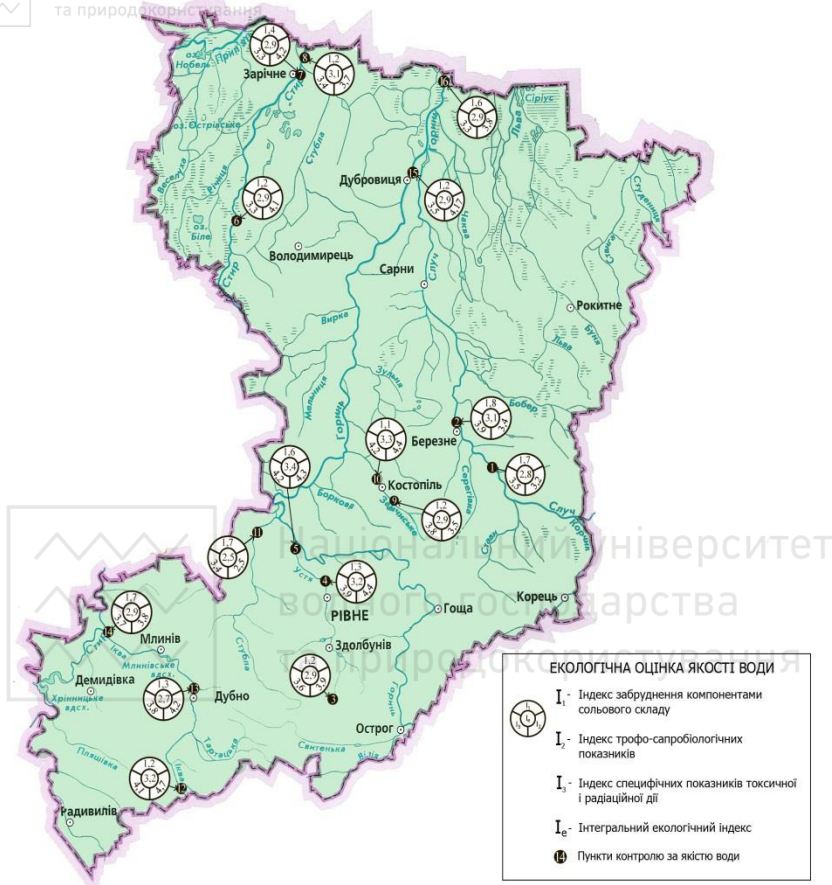


**Рис. 5.22** Категорії якості води за інтегральним екологічним індексом ( $I_q$ ) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

Виключення становить лише створ №5 (р. Устя, в межах смт Оржів, 0,7 км вище гирла), де встановлено перехідний II-III клас якості поверхневих вод із характеристикою стану «добрий-задовільний», ступінь чистоти «чиста-забруднена».

Для наочного узагальнення проведеної екологічної оцінки якості води річок Рівненської області було сформовано карту-схему із нанесенням цифрових значень трьох блокових та інтегрального індексів (рис. 5.23).

Таким чином, можна відмітити, що з трьох блокових індексів найгірше значення має трофо-сапробіологічний, а найкраще – сольовий блок. Проміжне положення займає блок специфічних речовин токсичної дії [91]. Середні значення інтегрального екологічного індексу, що розраховані як середньо-арифметичне блокових індексів є свого роду уніфікованим результатом. Це, однозначно, вносить свої похибки до з'ясування об'єктивних характеристик досліджуваних річок.



**Рис. 5.23** Екологічна оцінка якості води річок Рівненської області за відповідними категоріями по середнім значенням показників блокових індексів впродовж 2009-2013 рр.

Проблема уніфікації комплексних оцінок є досить складною, оскільки реальне відображення абіотичної і біотичної складової водного об'єкту можливе лише за умов врахування регіональних гідрохімічних особливостей.

Одним із варіантів на шляху вирішення питання може стати чітке розуміння мети проведення оцінки, чому, власне,



присвячено значну частину першого розділу. Зокрема, якщо йдеться про якість поверхневих вод не як господарського ресурсу, а як складової гідроекосистеми, доцільно уникати врахування тих показників, що принципово не впливають на формування екологічного стану водойм. Подібні заключення можна зробити лише спираючись на достатній обсяг даних щодо первісного екологічного стану водного об'єкту, який відображує оптимальні умови функціонування конкретних типів гідроекосистем, їх гідрологічні характеристики та особливості формування регіонального хімічного складу води. Інструментом отримання подібної інформації є аналіз ретроспективних даних якості води для відстеження динаміки змін гідроекосистем.

По суті, такий підхід вбачається наближенням до експертного, що може дати вичерпну відповідь про ті характеристики, що визначають екологічний стан водойм.

Аналіз літературних даних дозволив отримати детальне і повне уявлення про якість води річок Рівненської області ретроспективного періоду, в тому числі в роки найбільшого антропогенного навантаження, виражені за допомогою інтегральних значень за відповідними категоріями [180; 215-217]. Крім того, ми одержали інформацію про фонову якість води в тих річках, де тривалий час був збережений природний тип гідроекосистеми та типову якість води для тих річок, у яких дуже змінені екосистеми.

На основі вивчених матеріалів було з'ясовано, що впродовж 1964-2000 рр. за сольовим складом ( $I_1$ ) якість річкових вод Рівненської області відносилась до I-II класів першої і другої категорій: «відмінні» - «дуже добрі», «дуже чисті» - «чисті». За показниками трофо-сапробності ( $I_2$ ) поверхневі води були переважно «задовільні», «помірно забруднені» 4 категорія III класу. В окремі роки води річок Устя, Горинь належали до 5 категорії III класу: «посередні», «помірно забруднені». За забрудненням води специфічними



речовинами токсичної дії ( $I_3$ ) води знаходились в межах II-III класів: «добрі-задовільні», «чисті-забруднені».

Величина екологічного індексу ( $I_e$ ) за середніми та максимальними показниками якості води складала 2,2-3,3 і 2,4-3,8, відповідно, що відносило річки до 2-3 і 3-4 категорій, II-III класів із характеристикою стану від «доброго» до «задовільного», а ступінь чистоти від «досить чистої» до «слабко забрудненої».

Отже, порівняння ретроспективної, наближеної до сучасної та сучасної інформації про стан річок області, виявляє, що домінуючим і визначальним у формуванні якості їх води був і лишається блок трофо-сапробіологічних показників. При цьому, його відхилення від регіональних екологічних нормативів (ЕН), встановлених Клименко М.О., Мельник В.Й., передусім обумовлюють біогенні елементи азотної групи (азот амонійний, нітритний і нітратний).

Зокрема, ЕН показників якості води трофо-сапробіологічного блоку річок області знаходиться в межах 2-3 категорії [178]. А у період наших досліджень середня категорія блоку коливалась від другої до п'ятої, то речовини азотної групи сягали 6-7 категорій.

Спостерігається також перевищення ЕН для специфічних речовин токсичної дії. Так, враховуючи регіональний природний хімічний склад води річок Рівненської області, ЕН блоку знаходяться в межах 3-4 категорій. Впродовж періоду наших досліджень було відмічено перевищення ЕН до 5-6 категорії в першу чергу для таких елементів як цинк, мідь та фториди.

Екологічні нормативи якості води за критеріями забруднення компонентами сольового складу знаходяться в межах 1-2 категорій, незважаючи на суттєві відмінності мінералізації річок залежно від витрат їх води протягом року. Порівняння отриманих нами результатів у сучасний період із даними ретроспективного аналізу [215] свідчить про незмінні



характеристики якості води за сольовим блоком та практично повну відповідність встановленим регіональним ЕН [178].

Таким чином, саме показники блоку сольового складу для річок Рівненської області є такими, що принципово не впливають на формування екологічних характеристик гідроекосистем з огляду забезпечення умов виживання та продуктивності їх біологічних ресурсів. Основними формуючими факторами якості поверхневих вод виявляються трофо-сапробіологічні та специфічні показники.

Внаслідок таких теоретичних узагальнень можливо скористатись дещо зміненим інструментальним підходом до оцінки якості поверхневих вод. Її суть полягає у визначенні інтегральних показників категорії та класу якості води за тими показниками значення яких виходять за межі регіональних ЕН. Групування речовин, доцільно провести відповідно їх функцій у гідроекосистемах [239; 243; 204]:

1. Біогенні елементи (азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний, фосфор);
2. Речовини забруднювачі (завислі речовини, залізо, мідь, цинк, марганець, фториди);
3. Речовини, що характеризують продукційно-деструкційні процеси (рН, ХСК, БСК<sub>5</sub>, O<sub>2</sub>).

Не зважаючи на спрощення завдання, раціональність цього підходу полягає в отриманні більш суворої оцінки якості поверхневих вод на підставі визначення інтегрального екологічного індексу ( $I_e$ ) за рахунок уникнення згладжування середньоарифметичного результату при його розрахунках. Збереження загальних принципів “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” [259] дасть змогу порівнювати між собою абсолютні значення великої кількості показників, дуже різноманітних за своєю розмірністю і природою, визначати значення показників якості води в межах запропонованих груп.

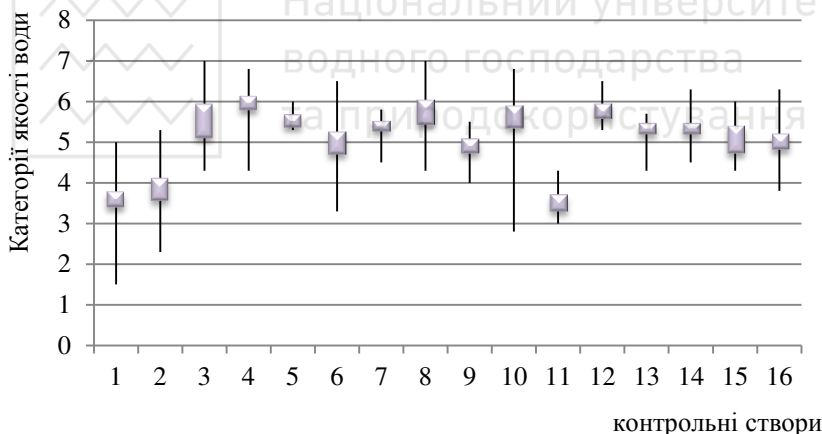




### 5.3. Оцінка якості поверхневих вод за групуванням речовин відповідно їх функцій у гідроекосистемах

Після визначення основних причин екологічного неблагополуччя у річках Рівненської області, було проведено оригінальну оцінку якості поверхневих вод за відповідними категоріями із групуванням речовин за їх функціями у гідроекосистемах.

Результати просторової динаміки змін категорій **групи біогенних речовин** представлено на рис. 5.24. Прямокутники на діаграмі відображують коливання середніх величин групового індексу ( $I_{бю}$ ) за категорією, а верхні та нижні лінії – відповідно максимальні і мінімальні значення категорій, яких сягав груповий індекс біогенних елементів впродовж періоду досліджень.



**Рис. 5.24** Категорії якості води за групою біогенних речовин ( $I_{бю}$ ) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

Тут чітко простежується переважання у контрольних створах дослідних річок 5 і 6 категорії якості поверхневих вод за середнім вмістом біогенних елементів (азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний, фосфор), що оцінює їх стан як «посередній» і «поганий», а ступінь чистоти як «помірно

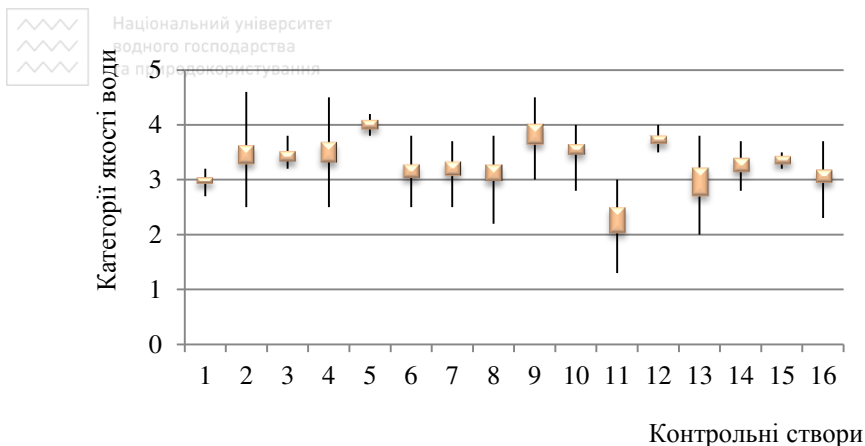


забруднена» і «брудна» відповідно. В межах 3 і 4 категорії за середнім вмістом у воді біогенних елементів, знаходились лише 3 контрольні створи: створ №1 (р. Стир, в межах с. Бистричі), створ №2 (р. Стир, в межах м. Березне, нижче скидів очисних споруд «Березневодоканал») та створ № 11 (р. Стубелка, в межах м. Клевань).

Найгірша якість води за максимальними значеннями біогенних елементів була відмічена в 9 контрольних створах із 16. Зокрема, за дослідний період, в межах 6-7 категорій були біогенні елементи р. Устя (створи №3-5), р. Стир (створи № 6, 8), р. Замчисько (створ №10), р. Іква (створ №12 та №14) і р. Горинь (створи №15,16). Стан води за максимальним вмістом біогенних елементів виявився «поганим» та «брудним» у створах №5, 12, 15 та 16. Стан перехідний «поганий-дуже поганий», ступінь чистоти «брудна-дуже брудна» мали місце у створах №6, 12. Стан води «дуже поганий», ступінь чистоти «дуже брудна» за максимальним вмістом біогенних елементів мали мав місце у створах №3, 4, 8 та 10.

За мінімальними значеннями біогенних елементів найкращою виявилась якість води у створах р. Стир із характеристикою стану «відмінний - дуже добрий» та «дуже добрий» і ступенем чистоти «дуже чиста» та «чиста», відповідно у створах №1 та №2. У решти створів категорії мінімального вмісту біогенних елементів коливались від 2,8 – стан «добрий», ступінь чистоти «досить чиста» (створ №11) до 5,3 – стан «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена» (створи №6, 13).

Просторова динаміка **групи речовин-забруднювачів** свідчить про переважно 3 – 4 категорії якості води за середнім вмістом завислих речовин, заліза, міді, цинку, марганцю та фторидів (рис. 5.25). Це оцінювало стан води у контрольних створах від «доброї» до «задовільної», а ступінь чистоти від «досить чистої» до «слабко забрудненої».



**Рис. 5.25** Категорії якості води за групою речовин-забруднювачів (Ізабр) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

За максимальними значеннями категорії речовин-забруднювачів не піднімались вище 4,6 – стан «задовільний-посередній», ступінь чистоти «слабко забруднена – помірно забруднена». Зокрема, така характеристика була властива для поверхневих вод у створах №2 (р. Случ, в межах м. Березне, нижче скидів стічних вод), №4 (р. Устя, в межах м. Рівне, після скидів стічних вод), №9 (р.Замчисько, в межах с. Мала Любаша).

Якість води за мінімальними значеннями речовин-забруднювачів у створі №5 (р. Устя, в межах м.Рівне, розширена ділянка) була найгіршою серед решти створів – стан «задовільний» ступінь чистоти «слабко забруднена». У решти контрольних створів мінімальні значення речовин-забруднювачів коливались від категорії 1,3 (створ №11 – р. Стубелка) – стан «відмінний», ступінь чистоти «дуже добра» до категорії 3,5 у створі №12 (р. Іква, с. Сопанівчик) – стан «добрий - задовільний», ступінь чистоти «досить чиста – слабко забруднена».

Слід відмітити, що важкі метали, які було віднесено до групи речовин-забруднювачів, є обов’язковими компонентами природних вод, що впливають на якість води та на



функціонування всієї гідроекосистеми. Передусім, їх концентрації позначаються на фізіологічному стані гідробіонтів, адже деякі з них мають мутагенні та канцерогенні властивості [236]. Однак, визначальним тут є фізико-хімічний стан елементів. Утворення комплексних сполук важких металів з розчинними органічними речовинами природного походження найчастіше зумовлює зниження токсичності металів. Загалом у ріках України спостерігається тенденція домінування комплексів важких металів [143].

Наприклад, для цинку властиве біогенне накопичення його сполук, що очевидно, і пояснює появу підвищених значень вмісту цинку у тих річках, що приймають меліоративні канали [209].

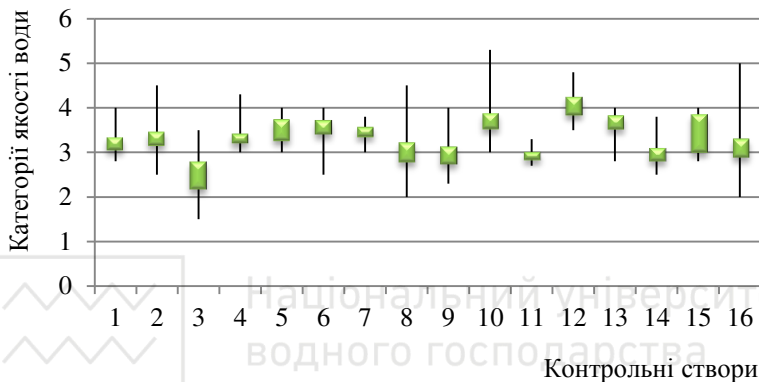
Аналіз ретроспективних та наближених до сучасних даних [215] показує, що максимальні величини концентрацій важких металів в річках області припадають на літній період. На відміну від інших металів, значні концентрації марганцю в річках області фіксуються і у зимовий період, коли на річках тримається льодостав.

Необхідно також зауважити, що присутність хрому в річковій воді Рівненської області не характерна. Нікель, для якого не властиве біогенне накопичення не визначається. Фтор надходить із поверхневими водами [154]. Саме тому в меженний період маловодних років у воді річок фіксується підвищений вміст фторидів (4-5 категорії). Мідь у річках області характеризується підвищеним вмістом (4-5 категорії). Залізо у значній кількості надходить із підземним стоком, а також із промисловими стічними водами [177].

В області зафіксовані джерела забруднення нафтопродуктами підземних вод на окремих ділянках Дубнівського та Здолбунівського районів [173]. Проте, їх визначення у поверхневих водах річок за останні роки не проводиться. Також не проводиться визначення вмісту у воді річок синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), хоча у наближений до сучасного період фіксувався їх значний

вміст. За середніми значеннями величин це 3-4 категорія, за найгіршими 4-6 категорія [214].

Середні значення речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси (рис. 5.26) в більшості контрольних створів мали 3 і 4 категорії, що оцінювало їх стан як «добрий» і «задовільний», а ступінь чистоти як «чиста» і «слабко забруднена» відповідно.



**Рис. 5.26.** Категорії якості води за групою речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси ( $I_{п/д}$ ) у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

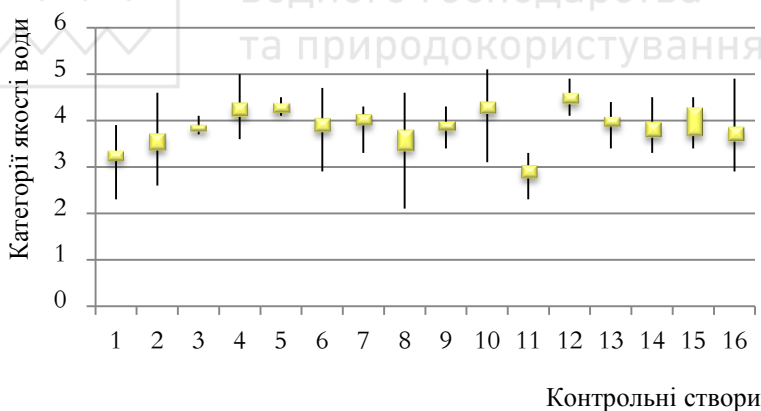
Виключення становив створ №3 (р. Устя, поблизу витоку), де середні значення групи ( $I_{п/д}$ ) відповідали 2,5 категорії – стан «дуже добрий-добрий» ступінь чистоти «досить чиста-чиста».

Серед максимальних значень речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси ( $I_{п/д}$ ) найкращою була категорія для створу №11 (р. Стубелка вище скиду очисних споруд) – 3,3, що характеризувало «добрий» стан та «досить чисту» воду. Відносно кращою, порівняно з іншими створами, виявилась категорія групи і у створі №3 (р. Устя, поблизу витоку) – 3,5, що характеризувало стан води як «добрий-задовільний», а ступінь чистоти як «досить чиста - слабко забруднена». У решті контрольних створах максимальні значення групи речовин, що характеризують продукційно-

деструкційні процеси мали категорію від 4 – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабко забруднена» до 5,3 – стан «посередній», ступінь чистоти «помірно забруднена».

Мінімальні значення речовин групи були найкращими у створі №3 (р. Устя, поблизу витоку) – 1,5 - стан «відмінний-дуже добрий», ступінь чистоти «дуже чиста-чиста» та у створах №8 (р. Стир, с. Іванчиці), №16 (р. Горинь, с. Висоцьк) – 2,0 - стан «дуже добрий», ступінь чистоти «чиста». Найвищою виявилась категорія мінімальних значень  $I_{п/д}$  у створі №12 (р. Іква, с.Сопанівчик) – 3,5 – стан «добрий - задовільний», ступінь чистоти «досить чиста – слабко забруднена».

**Комплексний екологічний індекс** якості поверхневих вод річок у контрольних створах був розрахований за принципом середньоарифметичного трьох групових індексів ( $I_{біо}$ ,  $I_{збр}$ ,  $I_{п/д}$ ). Середні значення інтегрального індексу ( $I_e$ ) були переважно в межах 3-4,5 категорій (рис. 5.27).



**Рис. 5.27.** Категорії якості води за інтегральним екологічним індексом ( $I_e$ ) груп речовин відповідно їх функцій у гідроекосистемах у контрольних створах річок Рівненської області впродовж 2009-2013 рр.

Зокрема, найгіршою виявилась якість води у створах №4 (р. Устя, в межах м. Рівне, після скидів стічних вод), №5 (р. Устя, поблизу гирла), №7 (р. Стир, в межах смт Зарічне, нижче



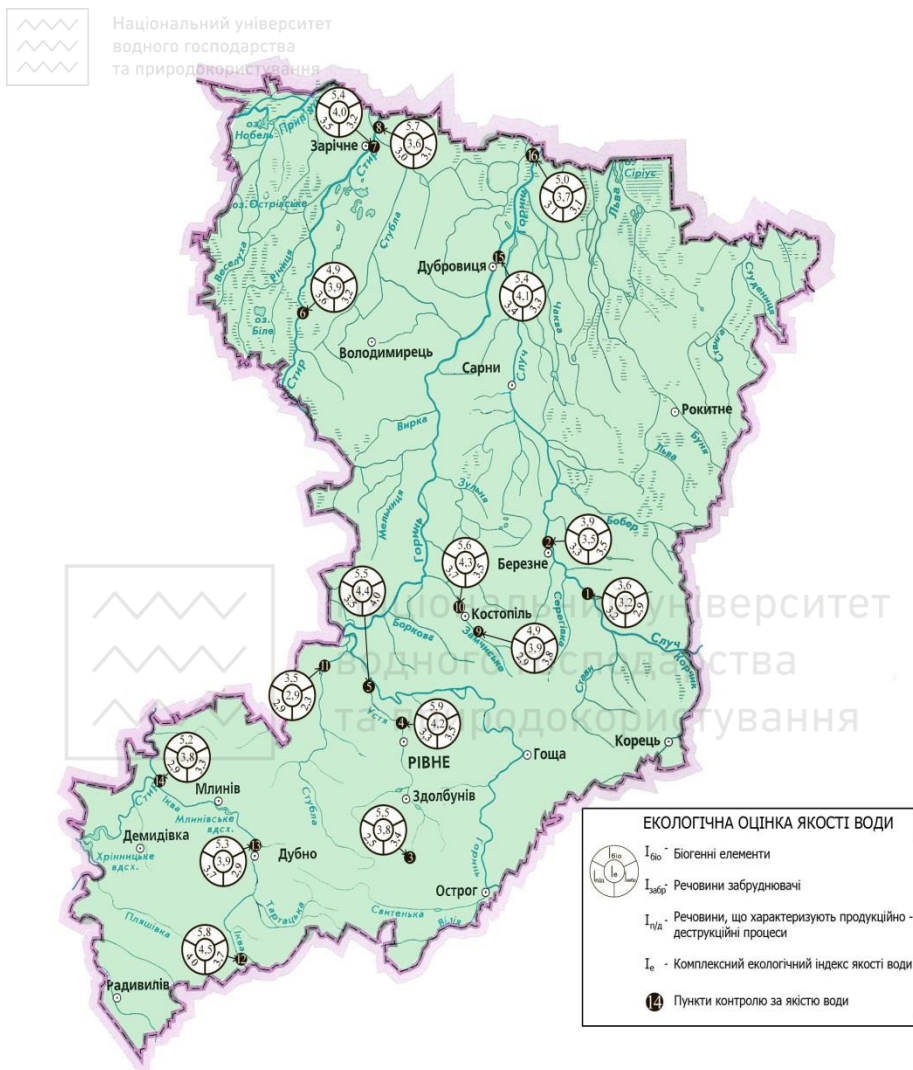
скиду стічних вод), №10 (р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скидів стічних вод), №12 (р. Іква, с. Сопанівчик), №15 (р. Горинь, с. Дубровиця, нижче скиду стічних вод). Тут середні значення інтегрального індексу перевищували 4 категорію III класу, що характеризувало якість води як «задовільна», ступінь чистоти «забруднена». У решті контрольних створах якість поверхневих вод за середніми значеннями  $I_e$  мала категорії в межах перехідного від II до III класу, що характеризувало їх стан як «добрий-задовільний», а ступінь чистоти як «чиста-забруднена».

Категорії максимальних значень інтегрального індексу відносили якість поверхневих вод до III класу – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена», при чому були найвищими у створах №4 (р. Устя, в межах м. Рівне) та №10 (р. Замчисько, в межах м. Костопіль).

Категорії мінімальних значень індексу були найкращими у створах №1 (р. Стир, в межах с. Бистричі), №8 (р. Стир, с. Іванчиці), №11 (р. Стубелка, смт Клевань), що характеризували якість поверхневих вод в межах II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста». Найвищі категорії мінімальних значень індексу були у створах №5 (р. Устя, смт Оржів) та №12 (р. Іква, с. Сопанівчик), що оцінювали воду в межах III класу – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».

Таким чином, проведена оцінка якості поверхневих вод річок за групуванням речовин відповідно їх функцій у гідроекосистемах, дозволила отримати уявлення про стан та ступінь чистоти водотоків із врахуванням визначальних регіональних гідрохімічних параметрів.

Для наочного узагальнення проведеної екологічної оцінки якості води річок Рівненської області було сформовано карту-схему із нанесенням цифрових значень трьох групових та інтегрального індексів (рис. 5.28).



**Рис. 5.28** Екологічна оцінка якості води річок Рівненської області за відповідними категоріями по середнім значенням показників речовин, відповідно їх функцій у гідроекосистемах впродовж 2009-2013 рр.

Аналіз нанесених на рисунок колових діаграм дозволяє помітити, що найвищі категорії за середніми значеннями





біогенних речовин (від 3,5 II-III класу – стан «добрий-задовільний», ступінь чистоти «досить чиста - слабо забруднена» до 5,9 IV класу – стан «поганий», ступінь чистоти «брудна»). Групи речовин-забруднювачів та речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси у гідроекосистемах мали кращі значення категорій і знаходились приблизно на одному рівні: 2,3 – 4 та 2,5 – 4 відповідно. Тобто, клас якості води за показниками згаданих груп коливався від II класу з характеристикою стану «дуже добрий», ступінь чистоти «чиста» до III класу з характеристикою стану «задовільний», ступінь чистоти «слабо забруднена».

Інтегральний екологічний індекс речовин, відповідно їх функцій у гідроекосистемах, змінював своє значення у річках області від 2,9 категорії II класу – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» до 4,5 категорії III класу – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».

Порівняння отриманих результатів при розрахунках інтегрального екологічного індексу за блоками речовин (сольовий, трофо-сапробіологічний та специфічний токсичної дії) та за групами речовин (біогенні, забруднювачі, продукційно-деструкційні) представлено в таблиці 5.2.

Так, практично у всіх створах клас якості води розрахований за офіційною “Методикою...” [259] був кращим за клас якості води, що розраховувався модифікованим нами варіантом. Розбіжність результатів при цьому мала інтервал між «добрим» та «задовільним» станом поверхневих вод.

Виключення становили створ №1 (р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник») та створ №11 (р. Стубелка, в межах селища Клевань, вище скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»), де при обох підходах якості води характеризувалась II класом.

Таблиця 5.2

Порівняння результатів екологічної оцінки якості поверхневих вод у контрольних створах річок Рівненської області

№ з/п	Місце розташування створу	Середнє значення індексу (Ie)*	Клас якості води	Стан (за класом)	Ступінь чистоти (за класом)
1	2	3	4	5	6
1	р. Случ, в межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник»	<u>2,8</u> 3,2	<u>II</u> II	<u>добрий</u> добрий	<u>чиста</u> чиста
2	р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал»	<u>3,1</u> 3,5	<u>II</u> II-III	<u>добрий</u> добрий-задовільний	<u>чиста</u> чиста-забруднена
3	р. Устя, верхів'я, природний фон, 65 км від гирла	<u>2,9</u> 3,8	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
4	р. Устя, в межах м. Рівне, 0,3 км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал»	<u>3,2</u> 4,2	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
5	р. Устя, в межах смт Оржів Рівненського р-ну, 0,7 км вище гирла	<u>3,4</u> 4,4	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
6	р. Стир, нижче с. Полонне Володимирецького р-ну, 0,5 км нижче скиду промислово-зливової каналізації Рівненської АЕС	<u>2,9</u> 3,9	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
7	р. Стир, в межах смт Зарічне, 0,5 км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне»	<u>2,9</u> 4,0	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
8	р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону, 74 км від гирла	<u>3,1</u> 3,6	<u>II</u> II-III	<u>добрий</u> добрий-задовільний	<u>чиста</u> чиста-забруднена

продовження табл. 5.2

1	2	3	4	5	6
9	р. Замчисько, в межах с. Мала Любаша Костопільського р-ну	<u>2,9</u> 3,9	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
10	р. Замчисько, в межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу	<u>3,3</u> 4,3	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
11	р. Стубелка, в межах селища Клевань, вище скиду з о/с КП «Клеванькомунсервіс»	<u>2,5</u> 2,9	<u>II</u> II	<u>добрий</u> добрий	<u>чиста</u> чиста
12	р. Іква, с. Сопанівчик, в межах села, на межі з Тернопільською обл.	<u>3,2</u> 4,5	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
13	р. Іква, в межах села Іванне Дубенського р-ну, 3,2 км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал»	<u>2,7</u> 3,9	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
14	р. Іква, в межах с. Торговиця Млинівського району, 1,5 км вище гирла	<u>2,9</u> 3,8	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
15	р. Горинь, в межах міста Дубровиця, 0,5 км нижче скиду з о/с КП «Міськводоканал»	<u>2,9</u> 4,1	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена
16	р. Горинь, в межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, на кордоні з Білоруссю	<u>2,9</u> 3,7	<u>II</u> III	<u>добрий</u> задовільний	<u>чиста</u> забруднена

\*Примітка: в чисельнику результати екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями по блокам (показники соляового складу, трофо-сапробіологічні показники, специфічні показники токсичної дії); у знаменнику результати екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями по групам (біогенні речовини, забруднюючі речовини, речовини, що характеризують продукційно-деструкційні процеси).



У створах №2 (р. Случ, в межах м. Березне, 0,6 км нижче скиду з о/с КП «Березневодоканал») та №8 (р. Стир, в межах с. Іванчиці Зарічненського р-ну (з мосту), витік ріки в Білорусь, 4 км до кордону, 74 км від гирла) екологічний індекс змінився від II до перехідного II-III класу якості води. У решті дванадцяти створів клас якості води змінився з II – стан «добрий», ступінь чистоти «чиста» на III – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».

Звичайно, оцінка за модифікованим варіантом є дещо «песимістичною». Однак, тут необхідно згадати про важливість отримання об'єктивних висновків щодо загального стану водного об'єкту та тих показників, які визначають його формування. Така програма контролю, на наш погляд, забезпечує аналіз екологічної ситуації та причини не підтримання «доброго» стану води із врахуванням регіональних гідрохімічних особливостей. Крім того, з'ясування цих причин дозволить приймати обґрунтовані управлінські рішення щодо водогосподарської діяльності та ведення подальшого моніторингу стану водних об'єктів.

Взагалі, чимало наукових робіт доводять, що при використанні комплексних інтегрованих оцінок якості води за гідрохімічними параметрами, повстає ряд протиріч, які обумовлені якістю вихідної інформації.

По-перше, за останні роки відбулось значне зменшення частоти відбору проб та кількості параметрів, за якими виконуються спостереження контролюючими лабораторіями державних відомств [109; 239].

По-друге, подібні звітні дані можуть містити у собі або помилкові, або сумнівні значення за одним чи більше показниками, що так чи інакше призводить до можливих похибок у висновках [256].

По-третє, аналіз окремих забруднюючих речовин не відображує процеси хімічної трансформації забруднювачів та причинно-наслідкові зв'язки у гідроекосистемах [180; 243; 288].



Останні, як відомо, формують екотоксикологічну ситуацію, з'ясування якої є можливим лише через відгук гідробіонтів [288; 289].

Однак, проблема досі не знайшла свого вирішення через відсутність універсальних індикаторів стану гідроекосистем, які відображують зміни в умовах реального часу та враховують регіональні гідрохімічні особливості водойм.

На підставі проведеного аналізу наукової літератури та результатів власних досліджень, не складно зробити висновок, що для швидкого виявлення змін у гідроекосистемах необхідні методи біомоніторингу. Аналітичні методи необхідні для з'ясування хімічної природи забруднень після отримання позитивного сигналу тест-систем про інтегральну токсичність середовища. Сумісне застосування цих способів контролю дозволить зрозуміти чи достатньо для водойми уникати перевищення ГДК окремих речовин, або токсичність обумовлена синергетичною дією тих речовин для котрих ГДК не перевищені, або пов'язана з появою нових неконтрольованих речовин.

Щоб уникнути помилкових висновків, у кожному конкретному випадку, повинна бути доведена чутливість та інформативність відповіді обраних біологічних об'єктів на вплив забруднень із врахуванням регіональних умов функціонування гідроекосистем.



### **АНАЛІЗ ОТРИМАНИХ РЕЗУЛЬТАТІВ З ОГЛЯДУ ПРИЦИПІВ РЕГІОНАЛЬНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ**

Методичні та практичні можливості ведення моніторингу водного середовища за глибоких економічних та адміністративних змін, які відбулись у нашій державі в останні роки, актуалізують необхідність організації регіонального екологічного контролю.

Концепція регіонального екологічного контролю, призначена забезпечувати реальні орієнтири зниження антропогенного впливу, зводиться до встановлення кількісних критеріїв (шкал) оцінки стану водойм і засновується на таких положеннях [83; 119; 203]:

- у кожному окремому басейні, або його частині формується особливий склад води, притаманний даній водозбірній території, що залежить від природно-кліматичних умов;
- розробка та впровадження регіональних оціночних шкал спрямована на збереження та відновлення сприятливого середовища існування гідробіонтів та нормальне функціонування гідроекосистем;
- формування регіональних оціночних шкал здійснюється на підставі компаративних та критеріальних підходів у репрезентативних та еталонних створах;
- характер «відгуку» обраного для шкали показника повинен мати високу чутливість та пластичність до порушення екологічного стану водних об'єктів внаслідок погіршення якості вод за дії алохтонних чи автохтонних чинників.

Такі підходи дозволяють не лише визначити стан водного об'єкту в даний момент, а й спрогнозувати вплив на якість води певного виду господарської діяльності та розрахувати допустимі навантаження. Однак, тут постає необхідність проведення величезної кількості аналізів, що є обтяжливим та



економічно недоцільним. До того ж, в разі необхідності оцінки «здоров'я» гідроекосистем, важливі не самі рівні забруднення, а ті біологічні ефекти, які вони можуть спричинити [231].

Вивчення питання доводить, що система регіонального екологічного контролю повинна базуватись на таких підходах, які б порівняно оперативної та об'єктивної (з врахуванням еколого-економічної ситуації) визначали зміни стану водних об'єктів [225]. Цілком очевидно, що при цьому повинні впроваджуватись сучасні методологічні розробки, які обираються згідно мети проведення оцінки якості гідроекосистем.

Саме тому, в ряді країн при моніторингу водного середовища, паралельно з визначенням концентрацій певного набору хімічних речовин та фізичних впливів, обов'язково передбачається визначення інтегрального стану гідроекосистем з використанням місцевих живих організмів, які проявляють чутливість до забруднень (*in situ*). Важливим моментом при цьому є вибір критеріїв відгуку біологічних компонентів, адже, саме критерії відгуку мають корелювати з регіональними природними умовами та інтенсивністю антропогенного впливу на біоту [229].

Як було показано в першому розділі, вітчизняний та світовий досвід доводить успішність використання показників гомеостазу риб для виявлення забруднень водного середовища. Такі біомаркери спроможні відображувати як реакції інших ланок так і інтегральний стан всієї гідроекосистеми. У той же час, достатньо складно звести подібні дослідження до певних регіональних норм «здоров'я» гідроекосистем. На тепер, це дозволяє зробити лише оцінка стабільності розвитку риб за флюктуючою асиметрією [158], проте, як зазначає автор методики: "... головним показником стабільності розвитку є онтогенетичний шум, ... що робить необхідним подальший розвиток досліджень". Тобто, певні відмінності морфологічних ознак між сторонами тіла є



проявом онтогенетичного шуму, який, без сумніву, відрізняється в різних природно-кліматичних регіонах та різних типах гідроекосистем, де прояв середовищного стресу має свої особливості.

Щодо цитогенетичного гомеостазу риб, досі не запропоновано систематизованого механізму використання їх показників для регіонального екологічного контролю водойм.

Безпосередньо для Рівненської області, до цього часу були відсутні роботи щодо діагностики стану гідроекосистем за показниками морфологічного та цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни, що могло б сприяти об'єктивності екологічної оцінки якості та діагностики стану водного середовища.

### **6.1. Функціональна залежність між показниками морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб**

У спробі виявити та зрозуміти «відгук» риб на антропогенні зміни річок області, вкрай важливим моментом вбачаємо відстеження узгодженості змін між морфологічними та цитогенетичними показниками риб [86].

Проведене порівняння отриманих показників флуктуючої асиметрії білатеральних ознак та частоти ядерних порушень еритроцитів риб дозволяє відзначити, що синхронність змін обох показників простежувалась у всіх репрезентативних створах (додаток Д).

При цьому, функціональний зв'язок між морфометричними промірами та результатами мікроядерного тесту, оцінений за кореляційними залежностями риб виявився достатньо значущим для всіх видів риб (табл. 6.1).

Найбільш сильна (тісна) кореляція між зазначеними параметрами була відмічена в плітки ( $r=0,94$ ) та верховодки ( $r=0,72$ ); середня кореляція в окуня ( $r=0,61$ ), краснопірки ( $r=0,60$ ) та ляща ( $r=0,52$ ); помірна в карася ( $r=0,42$ ).



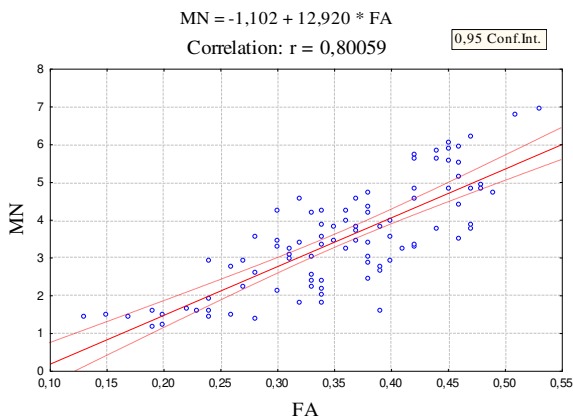


Загальна кореляційна залежність між цитогенетичним та морфологічним гомеостазом представників іхтіофауни Рівненської області виявилась тісною (рис. 6.1)

**Таблиця 6.1**

Функціональний зв'язок флуктуючої асиметрії (FA) та частоти ядерних порушень (MN) для різних видів риб

Вид риби	Рівняння залежності	Тіснота зв'язку (r, при $P \leq 0,05$ )
Верховодка	$MN = -0,1645 + 9,6332 \cdot FA$	0,71782
Плітка	$MN = -2,679 + 18,475 \cdot FA$	0,94082
Краснопірка	$MN = 1,1728 + 5,5105 \cdot FA$	0,59638
Окунь	$MN = -0,1858 + 11,907 \cdot FA$	0,60898
Карась	$MN = 1,1566 + 1,6395 \cdot FA$	0,42302
Лящ	$MN = -0,3390 + 9,5730 \cdot FA$	0,52259



**Рис. 6.1.** Загальна кореляційна залежність флуктуючої асиметрії (FA) та частоти ядерних порушень (MN) представників іхтіофауни Рівненської області



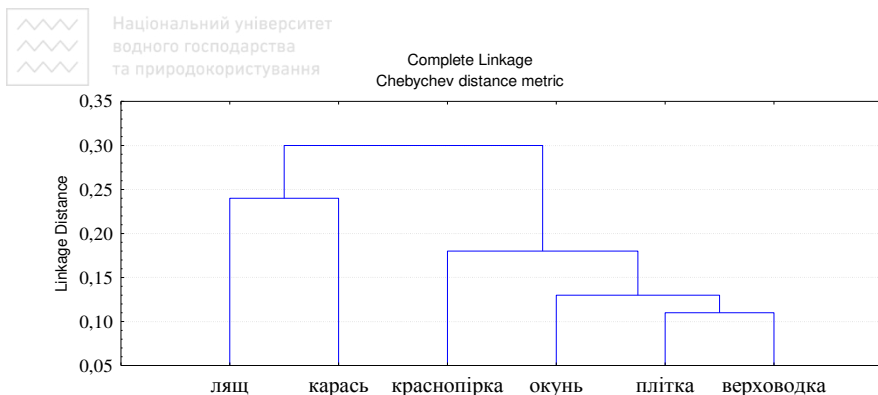
Відомо, що показники цитогенетичного гомеостазу є індикатором, який відображує сприятливість водного середовища на момент вилову риби. Дана фізіологічна реакція організму може повертатись до норми за умови усунення стресового фактору. При цьому, одним із важливих факторів є вроджений імунітет риб, вивченню якого присвячено чимало іхтіологічних праць. Автори сходяться на думці про те, що на перших етапах антропогенного впливу риби реагують дестабілізацією структурно-функціонального стану, потім настає період стабілізації, а на останньому етапі відбувається або процес відновлення імунного статусу, або його незворотне порушення [146; 209; 235].

Інтенсивність та спрямованість змін імунної системи залежить від природи, концентрації та тривалості дії забруднювачів [220], а також від адаптаційної мінливості різних видів іхтіофауни [208].

Наприклад, показники стабільності розвитку за рівнями ФА дозволяють отримати уявлення про умови, в яких перебував організм на ранніх стадіях онтогенезу, коли відбувалось формування досліджуваних ознак [157]. Однак, і в даному випадку може мати значення видова специфіка організмів [43].

Кластерний аналіз показників гомеостазу досліджуваних видів риб Рівненської області дозволив з'ясувати, що за рівнями флюктуючої асиметрії (ФА) чітко виокремлено дві групи подібності (кластери).

Першу групу склали такі види як карась та лящ, які утворюють окремий кластер за слабкої статистичної значущості (по критерію Фішера):  $r^2=0,15$  при  $F=2,34$ ,  $p=0,148$  (рис. 6.2).



**Рис. 6.2.** Дендрограма подібності рівнів флуктуючої асиметрії різних видів риб Рівненської області

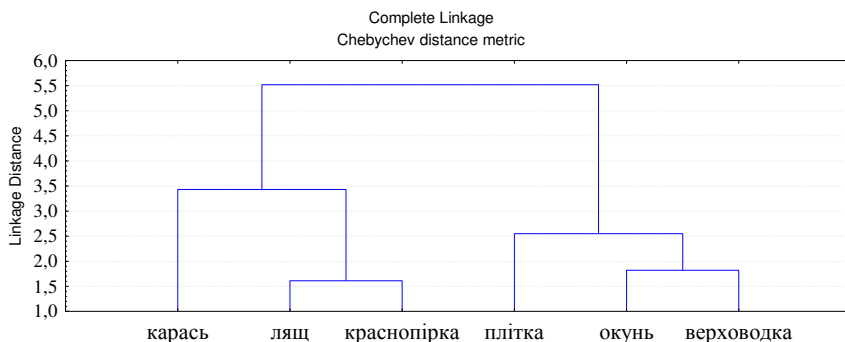
Очевидно, об'єднання видів у єдиний кластер за рівнями ФА обумовлено деякою схожістю способу життя та характером харчування ляща та карася сріблястого на ранніх етапах онтогенезу (зосередженість у придонних шарах води та споживання переважно дрібних бентосних організмів). Низькі значення подібності першого кластеру за низького рівня значущості свідчать, як відмічалось вище, про відмінності видової специфіки риб.

Цілком можливо, тут має місце властивість молоді карася підніматись до поверхні води та включати у свій раціон залишки рослин. Такі, на перший погляд, звичайні речі можуть визначати характер «відгуку» риб на стресові фактори, що проявляється у формуванні показників морфологічного гомеостазу [200].

До другої групи увійшли такі види, які на ранніх етапах онтогенезу харчуються переважно дрібними організмами водної товщі (краснопірка, окунь, плітка та верховодка) які утворили кластер на статистично значущому рівні:  $r^2=0,682$  при  $F=6,66$ ,  $p=0,017$ . В межах даної групи субкластер плітка-верховодка мав найвищу статистичну значущість:  $r^2=0,726$  при  $F=37,03$ ,  $p=0,00003$ , а отже, й високий рівень подібності.



У дендрограмі подібності рівнів ядерних порушень досліджуваних видів риби також виокремлено два кластери (рис. 6.3).



**Рис. 6.3.** Дендрограма подібності рівнів ядерних порушень різних видів риби Рівненської області

При цьому, в першому кластері, що становили такі види як карась, лящ та краснопірка ( $r^2=0,594$  при  $F=7,63$ ,  $p=0,015$ ) виділяється субкластер лящ-краснопірка ( $r^2=0,493$  при  $F=3,35$ ,  $p=0,088$ ). Подібність рівнів ядерних порушень риби другого кластеру (плітка, окунь, верховодка) мала більшу статистичну значущість:  $r^2=0,732$  при  $F=17,71$ ,  $p=0,0002$ .

Можливо, виокремлення цих кластерів може бути пояснене вище наведеним фактом про специфічність реакцій імунної системи риби на стресові чинники. Зокрема, імунотоксикологічні дослідження різних екологічних груп риби свідчать про кращу здатність до підтримання цитогенетичного гомеостазу видів, що досягають статевої зрілості в більш старшому віці (лящ, краснопірка) [196], а також види із підвищеною біологічною активністю сироватки крові (карась, лящ) [219] та види, лейкоцити крові яких здатні продукувати активні форми кисню (карась, лящ) [222].

Робити остаточні висновки щодо причин подібності та відмінності рівнів морфологічного та цитогенетичного гомеостазу проаналізованих видів риби не вбачається за можливе.



Співставлення отриманих кластерів з функціональною залежністю та рівнями цитогенетичного та морфологічного гомеостазу проаналізованих риб Рівненської області дозволяє стверджувати, що найбільш чутливими видами є плітка, верховодка та окунь. До групи риб із середньою чутливістю можна віднести краснопірку та ляща. Найменша чутливість, а отже, виражена стійкість до забруднень характерна для карася сріблястого.

## **6.2. Вплив гідрохімічних параметрів на показники гомеостазу риб**

Якщо результати імунологічних та фізіологічних досліджень риб у літературі представлені достатньо широко, то праць із вивчення впливу антропогенних факторів на показники гомеостазу риб набагато менше.

Для відстеження впливу окремих гідрохімічних показників води репрезентативних створів спостережень (в абсолютних значеннях) на формування рівнів флюктуючої асиметрії парних меристичних ознак та ядерних порушень еритроцитів риб, був проведений кореляційний аналіз зазначених параметрів (табл. 6.2).

Коефіцієнти кореляції між показниками гомеостазу риб та вмістом у воді річок сульфатів і хлоридів не доводили тісноти зв'язку в жодному випадку.

Серед біогенних речовин, вплив азоту амонійного на рівні ядерних порушень найпомітніше проявлявся в окуня ( $r=0,55$ ), що свідчило про середню кореляцію.

В решти видів цей зв'язок був переважно помірним (від  $r=0,3$  до  $r=0,44$ ) та слабким для верховодки ( $r=0,21$ ). Зв'язок між  $\text{NH}_4^+$  у воді річок та рівнями флюктуючої асиметрії мав помірну кореляцію в окуня, карася, ляща та плітки (від  $r=0,31$  до  $r=0,44$ ) та відсутність кореляції в краснопірки.

Таблиця 6.2

Значення коефіцієнтів кореляції (r) між гідрохімічними параметрами якості води та показниками гомеостазу риби річкових гідроекосистем Рівненської області

Вид риби	Показники гомеостазу риб*	Гідрохімічні параметри якості води															
		Суль- фати	Хло- риди	Азот амон.	Азот нітрат.	Азот нітр.	Фосфор фосфа-тів	Завислі речо- вини	Залізо	Мідь	Цинк	Марга- нець	Фтор	pH	ХСК	БСК <sub>5</sub>	Розч. кисень
Верховодка	MN	0,20	0,24	0,21	0,52	0,32	0,23	0,20	0,18	0,28	0,29	-0,28	0,27	-0,35	0,41	0,48	-0,09
	FA	-0,09	0,04	0,26	0,16	0,41	-0,12	0,22	0,15	0,35	0,11	-0,06	-0,12	-0,36	0,49	0,22	-0,31
Плітка	MN	0,11	0,15	0,30	0,26	0,34	0,04	0,28	0,20	0,43	0,39	-0,07	-0,04	-0,41	0,51	0,64	-0,19
	FA	0,01	0,16	0,31	0,27	0,29	-0,02	0,20	0,13	0,41	0,32	-0,16	-0,19	-0,40	0,38	0,64	-0,19
Краснопірка	MN	0,18	0,05	0,36	0,24	0,65	0,12	0,37	0,19	0,12	0,34	-0,23	-0,08	-0,43	0,37	0,27	-0,37
	FA	-0,33	0,40	0,06	0,29	0,78	-0,06	0,46	-0,18	-0,08	0,50	-0,06	-0,11	0,00	0,37	0,18	-0,19
Окунь	MN	0,10	0,08	0,55	0,06	0,20	0,64	-0,07	0,27	0,48	-0,12	-0,19	0,45	-0,26	0,18	0,42	0,04
	FA	-0,04	0,13	0,34	0,07	0,17	0,32	-0,13	-0,06	0,32	-0,01	-0,37	-0,04	-0,42	0,10	0,33	-0,31
Карась	MN	-0,02	-0,03	0,40	-0,21	0,28	-0,03	0,13	0,07	0,35	-0,07	0,03	-0,17	-0,38	0,45	0,31	-0,18
	FA	-0,29	0,20	0,39	0,42	0,60	0,54	0,35	-0,17	0,41	-0,03	-0,07	0,32	-0,25	0,55	0,34	-0,38
Лящ	MN	-0,02	-0,32	0,44	0,09	0,25	0,40	-0,15	0,27	0,55	-0,25	0,17	0,18	-0,54	0,44	0,32	-0,26
	FA	0,14	-0,03	0,33	-0,20	0,14	0,53	-0,19	0,33	0,27	0,02	0,06	0,25	-0,30	-0,02	0,40	0,04
У загальному для видів	MN	0,02	0,02	0,20	0,14	0,16	0,14	0,03	0,11	0,21	0,05	-0,07	0,09	-0,22	0,21	0,24	-0,07
	FA	-0,08	0,10	0,17	0,13	0,25	0,10	0,07	0,01	0,17	0,10	-0,08	0,01	-0,19	0,20	0,21	-0,12

Примітка: MN – рівні ядерних порушень еритроцитів риби; FA – рівні флукуаційної асиметрії парних меристичних ознак риби.



Вплив азоту нітратного на рівні ядерних порушень верховодки проявлявся середнім кореляційним зв'язком ( $r=0,52$ ). В плітки, краснопірки та карася зв'язок був слабким ( $r=0,24$ ,  $r=0,2$  та  $r=-0,21$  відповідно), а в ляща відсутнім. Рівні FA проявляли помірну кореляцію з  $\text{HNO}_3^-$  лише для карася ( $r=0,42$ ), слабку для плітки ( $r=0,27$ ), краснопірки ( $r=0,29$ ) та ляща ( $r=-0,2$ ) і відсутню для окуня.

Азот нітритний мав середню кореляцію з рівнями ядерних порушень краснопірки ( $r=0,65$ ), помірну з рівнями верховодки ( $r=0,32$ ) та плітки ( $r=0,34$ ) і слабку з рівнями порушень окуня ( $r=0,2$ ), карася ( $r=0,28$ ) та ляща ( $r=0,25$ ). Зв'язок між  $\text{HNO}_2^-$  та рівнями флюктууючої асиметрії був тісним у краснопірки ( $r=0,78$ ), середнім у карася ( $r=0,6$ ), помірним у верховодки ( $r=0,41$ ), слабким у плітки ( $r=0,29$ ) і відсутнім у ляща та окуня.

Фосфор фосфатів мав певний зв'язок лише із рівнями ядерних порушень окуня ( $r=0,64$ ) та рівнями флюктууючої асиметрії ляща ( $r=0,53$ ). Завислі речовини мали помірну кореляцію з рівнями флюктууючої асиметрії краснопірки ( $r=0,4$ ), що було найсуттєвішим зв'язком серед решти випадків.

Речовини з групи забруднювачів також не мали суттєвого зв'язку з показниками гомеостазу риби. Середня кореляція проявлялась лише між рівнями ядерних порушень ляща і вмістом у воді міді ( $r=0,55$ ) та рівнями флюктууючої асиметрії краснопірки і вмістом у воді цинку ( $r=0,5$ ).

Серед речовин, що характеризують продукційно-деструкційні процеси можна відзначити зв'язок між показником БСК<sub>5</sub> та рівнями ядерних порушень і флюктуаційної асиметрії плітки ( $r=0,64$ ); між показником ХСК та рівнями ядерних порушень плітки ( $r=0,51$ ) і флюктууючої асиметрії карася ( $r=0,55$ ); між показником рН та рівнями ядерних порушень ляща ( $r=-0,54$ ).

Зв'язок між показниками гомеостазу всієї сукупності проаналізованих видів риби із параметрами поверхневих вод за коефіцієнтами кореляції не підтвердився.



Отже, цілком очевидно, що жоден з окремо взятих гідрохімічних параметрів не чинить суттєвого впливу на формування досліджуваних ознак риб в умовах річок Рівненської області.

Саме тому, наступним кроком у спробі з'ясувати фактори формування рівнів ядерних порушень та флуктуаційної асиметрії було відстеження впливу комплексного характеру забруднень, що може проявлятися у синергізмі чи адитивності показників якості поверхневих вод.

У додатку Е наведено спрощені математичні моделі кореляційного аналізу між показниками гомеостазу риб та об'єднанням речовин за блоками (сольовий, трофо-сапробіологічний та специфічний), а також за групами (біогенні, забруднюючі, продукційно-деструкційні).

Так, блоковий індекс сольового складу ( $I_1$ ) виявився слабо пов'язаним з рівнями ядерних порушень ( $r$  від -0,25 до 0,28) та флуктуаційної асиметрії ( $r$  від -0,25 до 0,33) проаналізованих видів риб.

Залежність блоку трофо-сапробіологічних показників ( $I_2$ ) з рівнями ядерних порушень описувалась коефіцієнтами кореляції ( $r$ ) від 0,23 до 0,47, а з рівнями флуктуаційної асиметрії від 0,09 до 0,85. Зв'язок блокових індексів специфічних показників токсичної дії ( $I_3$ ) з рівнями ядерних порушень мав коефіцієнти кореляції ( $r$ ) від 0,11 до 0,68, а з рівнями асиметрії від 0,11 до 0,66.

Індекс групи біогенних речовин ( $I_{\text{біо}}$ ) мав зв'язок із показниками гомеостазу різних видів риб, що описувався коефіцієнтами кореляції ( $r$ ) від -0,09 до 0,70 за рівнями флуктуаційної асиметрії та від -0,07 до 0,45 за рівнями ядерних порушень.

Індекс групи речовин забруднювачів ( $I_{\text{забр}}$ ), відповідно від -0,06 до 0,22 та від -0,14 до 0,38. Індекс групи речовин, що визначають продукційно-деструкційні процеси ( $I_{\text{п/д}}$ ) мав взаємозалежність із рівнями асиметрії при  $r$  від 0,03 до 0,46, а з рівнями ядерних порушень при  $r$  від 0,17 до 0,35.





## Порівняння залежності показників гомеостазу з

комплексними екологічними індексами ( $I_e$ ) виявляє більш суттєвий кореляційний зв'язок для пар, утворених індексом модифікованої методики його розрахунку (див. п. 5.3). Так, зв'язок блокового  $I_e$  ( $(\Sigma(I_1, I_2, I_3)/3)$ ) з рівнями флуктуаційної асиметрії описувався коефіцієнтами кореляції ( $r$ ) від -0,05 до 0,27, а з рівнями ядерних порушень від -0,21 до 0,30. Зв'язок групового індексу  $I_e$  ( $(\Sigma(I_{bio}, I_{забр}, I_{п/д})/3)$ ) з асиметрією морфологічних ознак риби ( $r$  від 0,14 до 0,80) та з рівнями ядерних порушень еритроцитів ( $r$  від 0,14 до 0,50) був помітно тіснішим.

Даний факт доводить доцільність проведення саме модифікованого способу оцінки якості поверхневих вод річок області за гідрохімічними параметрами, оскільки такі результати в більшій мірі відповідають результатам оцінки «відгуку» біоти, зокрема рівням показників гомеостазу риби.

Для розуміння механізму комплексного впливу якісних параметрів гідроекосистем на показники гомеостазу риби, що складають основу математичної моделі, був проведений багатофакторний регресійний аналіз. До нього були залучені 16 гідрохімічних параметрів: сульфати ( $SO_4^{2-}$ ), хлориди ( $Cl^-$ ), азот амонійний ( $NH_4^+$ ), азот нітратний ( $NO_3^-$ ), азот нітритний ( $NO_2^-$ ), фосфор фосфатів ( $PO_4^-$ ), ХСК, БСК<sub>5</sub>, завислі речовини (ЗР), розчинений кисень ( $O_2$ ), рН, залізо ( $Fe^{2+}$ ), мідь ( $Cu^{2+}$ ), цинк ( $Zn^{2+}$ ), марганець ( $Mn^{2+}$ ), фториди ( $F_2$ ).

Виявлені комбінації речовин, які приймають участь у формуванні асиметрії морфологічних ознак та рівнів ядерних порушень різних видів риби представлено за допомогою методу кореляційних плеяд (додаток Ж).

Крім аналізу складу плеяд враховувались наступні показники:  $G$  – потужність плеяди (кількість членів плеяди);  $r$  – загальний кореляційний коефіцієнт плеяди;  $F$  – значення критерію Фішера для плеяди;  $p$  – статистична значущість плеяди;  $B$  – вільний член регресії;  $b$  – регресійний коефіцієнт окремого члену плеяди [201].



Так, потужність плеяди комплексного впливу гідрохімічних параметрів на формування асиметрії морфологічних структур верховодки налічувала 12 членів із статистично значущим кореляційним коефіцієнтом  $r=0,99$  (рис. 6.4). Тобто, з достатньою високою ймовірністю можна передбачити, що формування флуктуаційної асиметрії (FA) даного виду в річках області відбувається за наступною регресією:

$$FA = -1,624 + 0,088(\text{NH}_4^+) + 0,938(\text{NO}_2^-) - 1,415(\text{PO}_4^-) - 0,016(3P) + 0,001(\text{Fe}^{2+}) - 0,002(\text{Zn}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,003(\text{F}_2) + 0,479(\text{pH}) - 0,019(\text{ХСК}) + 0,156(\text{БСК}_5) - 0,199(\text{O}_2).$$

Формування рівнів ядерних порушень (MN) верховодки описує менш потужна плеяда ( $G=4$ ) при  $r=0,85$  та загальному вигляді регресії:

$$MN = 6,34 - 0,976(\text{NH}_4^+) + 9,249(\text{NO}_2^-) + 0,069(\text{Cu}^{2+}) - 0,022(\text{Mn}^{2+})$$

Кореляційна плеяда комплексного впливу гідрохімічних параметрів на рівні флуктуаційної асиметрії плітки мала показники  $G=10$ ,  $r=0,99$  та описувалась наступним регресійним рівнянням:

$$FA = -0,134 + 0,724(\text{NH}_4^+) - 0,279(\text{PO}_4^-) - 0,008(3P) + 0,002(\text{Cu}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,0004(\text{F}_2) + 0,102(\text{pH}) - 0,005(\text{ХСК}) + 0,059(\text{БСК}_5) - 0,032(\text{O}_2)$$

Рівні ядерних порушень плітки залежали від присутності у воді більшої кількості речовин ( $G=13$ ) при  $r=0,99$ , що описувалось рівнянням:

$$MN = -88,896 + 7,031(\text{NH}_4^+) + 0,201(\text{NO}_3^-) - 37,818(\text{PO}_4^-) - 0,921(3P) + 0,012(\text{Fe}^{2+}) - 0,281(\text{Cu}^{2+}) - 0,028(\text{Zn}^{2+}) + 0,031(\text{Mn}^{2+}) + 0,08(\text{F}_2) + 19,877(\text{pH}) - 0,469(\text{ХСК}) + 6,325(\text{БСК}_5) - 7,258(\text{O}_2)$$

Кореляційна плеяда впливу присутніх у воді речовин на рівні флуктуаційної асиметрії краснопірки налічувала чотири члени ( $G=4$  при  $r=0,77$ ), однак довірча ймовірність трьох з них ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{БСК}_5$ ) виявилась недостатньою для можливості



залучення до рівняння. Отже, в даному випадку регресія може мати наступний вигляд:

$$FA = 0,271 + 0,635(\text{NO}_2^-)$$

Формування рівнів ядерних порушень краснопірки відображувала плеяда з  $G=5$  при  $r=0,79$ . Через незадовільну довірчу ймовірність чотирьох її членів ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ , pH) регресійне рівняння може мати вигляд:

$$MN = 7,76 + 5,039(\text{NO}_2^-)$$

Формування рівнів флуктуаційної асиметрії окуня під впливом якісних показників гідроекосистем області описувала плеяда з двох членів ( $G=2$  при  $r=0,75$ ), що склало регресійне рівняння наступного вигляду:

$$FA = 0,35 + 0,002(\text{Cu}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+})$$

Рівні ядерних порушень окуня виявили залежність із трьома показниками якості води ( $G=3$  при  $r=0,71$ ), проте два з них ( $\text{Zn}^{2+}$  та БСК<sub>5</sub>) через незадовільну довірчу ймовірність не увійшли до регресійного рівняння, яке в підсумку мало вигляд:

$$MN = 2,86 + 1,42(\text{PO}_4^-)$$

Кореляційні плеяди, що описували формування флуктуаційної асиметрії ( $G=6$  при  $r=0,98$ ) та ядерних порушень ( $G=2$  при  $r=0,63$ ) карася мали, відповідно, наступний вигляд:

$$FA = 0,004 + 0,008(\text{NO}_3^-) + 0,23(\text{NO}_2^-) + 0,001(\text{Cu}^{2+}) - 0,005(\text{Zn}^{2+}) - 0,001(\text{Mn}^{2+}) + 0,003(\text{ХСК})$$

$$MN = 0,71 + 0,02(\text{ХСК})$$

Плеяди формування флуктуаційної асиметрії ( $G=1$  при  $r=0,55$ ) та рівнів ядерних порушень ( $G=3$  при  $r=0,72$ ) ляща мали, відповідно, наступний вигляд:



$$FA = 0,29 + 0,101(PO_4^-)$$

$$MN = 2,49 + 8,72(NO_3^-) + 0,03(Cu^{2+})$$

Отримані регресійні залежності свідчать, що для різних екологічних груп риб діє свій складний і багаточинний процес формування показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу. Проте, звертає увагу наявність у більшості регресійних рівнянь фактору кисневого режиму водного середовища (ХСК, БСК<sub>5</sub>, O<sub>2</sub>), речовин-забруднювачів (Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Mn<sup>2+</sup>) та речовин біогенної групи (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>-</sup>).

Жодна плеяда не встановила зв'язку показників гомеостазу риб з речовинами сольового блоку (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Cl<sup>-</sup>), що доводить безпеку наявних у воді річок області концентрацій цих речовин та відсутність їх синергетичної чи адитивної дії з рештою показників якості гідроекосистем.

На нашу думку, доволі прості математичні моделі, в основу яких покладено комплексне співставлення параметрів якості поверхневих вод та показників гомеостазу риб, можуть бути корисні при моніторингу стану річки, зокрема для прогнозування екологічної ситуації, а також для контролю за станом біотичної складової гідроекосистем.

Виходячи з наведеного вище, нами вперше проведено ґрунтовне дослідження та аналіз впливу різних за походженням якісних параметрів річкових гідроекосистем Рівненської області на показники морфологічного та цитогенетичного гомеостазу представників їхтіофауни. Кінцевою метою цієї роботи вбачається не лише отримання прогностичних форм взаємозв'язку між зазначеними факторами, але й розробка методу практичного використання показників гомеостазу риб при оцінках «здоров'я» гідроекосистем.

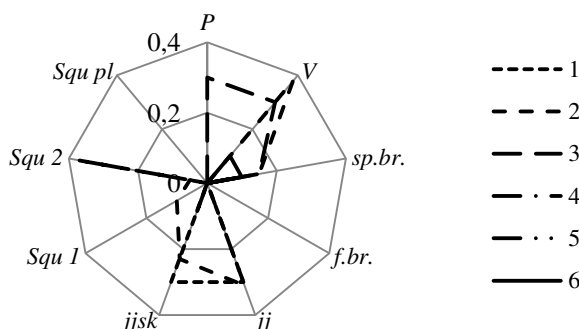


### 6.3. Розробка інтегральної шкали діагностики «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб

Вивчення питання розробки та встановлення оціночних шкал доводить, що екологічну діагностику водних об'єктів доцільно проводити із врахуванням як експертних заключень, так і методів математичної статистики. При цьому, необхідно приймати до уваги специфіку відгуку показника на погіршення екологічної ситуації, його пластичність і ступінь варіабельності як у репрезентативних так і в еталонних створах спостережень [23; 107; 288].

#### 6.3.1. Показники гомеостазу риб еталонної ділянки

Результати оцінки стабільності розвитку представників іхтіофауни обраної еталонної ділянки (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський) за комплексом парних меристичних ознак (рис. 6.4) свідчать, що найвищі рівні асиметрії мала плітка, з величиною ЧАПВ  $0,14 \pm 0,05$ , наступними були краснопірка (величина ЧАПВ  $0,08 \pm 0,05$ ) та верховодка ( $0,08 \pm 0,05$ ), далі йшли окунь ( $0,05 \pm 0,04$ ), карась ( $0,02 \pm 0,01$ ) та лящ ( $0,02 \pm 0,01$ ).



**Рис. 6.4.** Частота асиметричного прояву парних меристичних ознак представників іхтіофауни еталонного створу (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський): 1 – верховодка (n=23), 2 – плітка (n=27), 3 – краснопірка (n=25), 4 – окунь (n=17), 5 – карась (n=21), 6 – лящ (n=19).



При цьому, для плітки найпомітнішою виявилась  $FA$  кількості променів у черевних плавцях (0,38), кількості лусок у бічній лінії (0,31) та кількості лусок із сенсорними каналцями (0,23). Для верховодки  $FA$  фіксувалась на рівні 0,3 за кількістю лусок у бічній лінії та кількістю лусок із сенсорними каналцями. На цьому ж рівні, виявилась  $FA$  краснопірки за кількістю променів у грудних та черевних плавцях. Рівні  $FA$  окуня найпомітніше проявлялись лише за кількістю рядів лусок під бічною лінією (0,38). У середньому, для різних видів риб ряд спадання асиметричності ознак був наступним:

$$V > sp.br = jj_{sk} > jj > Squ_2 > P > Squ_1 > f.br. = Squ_{pl}.$$

Інтегральний показник частоти асиметричних проявів у вибірках проаналізованих видів риб (за ЧАПО та ЧАПВ) становив 0,07, що відповідало І балу стабільності розвитку організмів риб та оцінювало якість водного середовища як «умовно нормальне» (табл. 6.3).

**Таблиця 6.3**

Результати оцінки стабільності розвитку представників  
іхтіофауни еталонного створу спостережень  
(р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський)

Вид риб	Відношення асиметричних проявів ознак до загальної кількості промірів (A/n)									ЧАПВ	Бал (Захараков)
	$P$	$V$	$sp.br.$	$f.br.$	$jj$	$jj_{sk}$	$squ_1$	$squ_2$	$squ_{pl}$		
верховодка	0,00	0,00	0,075	0,00	0,30	0,30	0,00	0,00	0,00	0,08±0,04	I
плітка	0,00	0,38	0,15	0,00	0,31	0,23	0,10	0,05	0,00	0,14±0,05	I
краснопірка	0,30	0,30	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08±0,05	I
окунь	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,05±0,04	I
карась	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,02±0,01	I
лящ	0,00	0,10	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02±0,01	I
ЧАПО	0,05±0,05	0,13±0,08	0,11±0,01	0,00±0,00	0,10±0,07	0,11±0,06	0,02±0,01	0,07±0,06	0,00±0,00	<b>0,07</b>	<b>I</b>



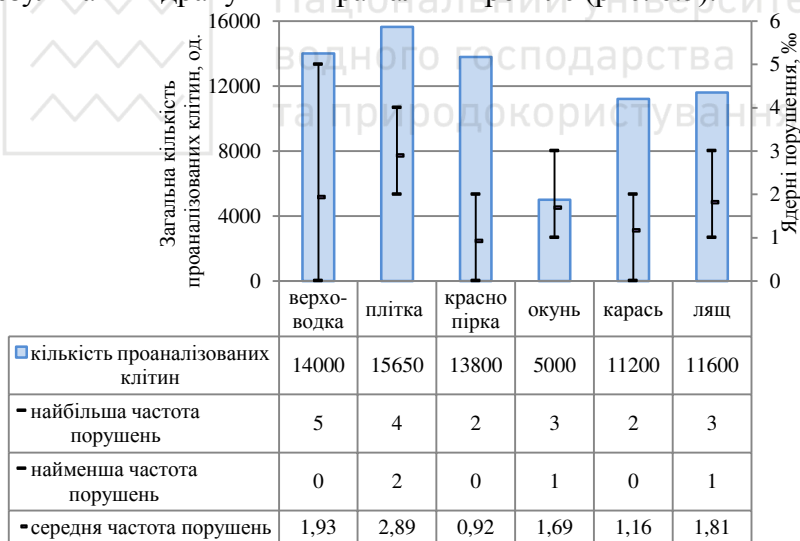
Рівні ядерних порушень досліджуваних видів риби еталонного створу оцінювали для різновікових груп, загальна вибірка яких налічувала 74 екз. (табл. 6.4).

**Таблиця 6.4**

Кількість проаналізованих особин найбільш масових видів риби у контрольних створах р. Десенка, екз.

Вік № створу	Вид					
	Верховодка	Плітка	Краснопірка	Окунь	Карась	Лящ
1+	3	4	4	3	2	2
2+	4	5	3	3	4	3
3+	3	4	3	3	3	3
4+	3	2	3	2	2	3

Для обліку частоти ядерних порушень аналізували від 1000 до 1200 еритроцитів кожної особини, за допомогою MN-тесту. Результати підрахунків виражали в проміле (рис. 6.5).



**Рис. 6.5.** Частоти ядерних порушень різних видів риби у еталонному створі спостережень (р. Десенка в межах НПП Деснянсько-Старогутський)



Найвищі значення середніх частот ядерних порушень були характерні для плітки ( $2,89 \pm 0,42\%$ ). Наступними за величиною були порушення верховодки ( $1,93 \pm 0,29\%$ ), ляща ( $1,81 \pm 0,21\%$ ), окуня ( $1,69 \pm 0,29\%$ ), карася ( $1,16 \pm 0,18\%$ ) та краснопірки ( $0,92 \pm 0,11\%$ ). Отже, середні значення частоти порушень всіх видів риб знаходились в межах спонтанного мутагенезу.

Значення найбільшої частоти порушень були найсуттєвішими в плітки (4%) та верховодки (5%). Однак, цей факт не може розглядатись як патологія цитогенетичного гомеостазу представників даних видів риб, оскільки йдеться про окремі випадки фіксації цих рівнів порушень.

Слід зазначити, що якщо у репрезентативних створах простежувалась певна закономірність у рівнях ядерних порушень різних видів риб (див. розділ IV), то в еталонному створі вона не проявлялась. Хоча, в обох випадках, найвищу середню частоту ядерних порушень було відмічено для плітки.

Таким чином, аналіз показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу представників іхтіофауни еталонного створу дозволяє зробити припущення про їх непорушений фізіологічний стан. Іншими словами, відгук риб на екологічні умови водного середовища не помічається, що свідчить про «здоров'я» еталонної гідроекосистеми.

### **6.3.2. Побудова оціночної шкали за показниками цитогенетичного гомеостазу риб**

У продовження зазначеної інформації у п. 2.6, за період, що минув після введення в дію ВРД ЄС, розроблено цілий ряд методичних керівництв щодо уніфікації та гармонізації способів оцінки якості води в різних країнах [5; 19; 21-25]. Однак, деякі підходи й досі не отримали належного застосування. Це стосується, зокрема, проведення діагностики «здоров'я» гідроекосистем, попри те, що даним терміном оперує більшість із згаданих документів.

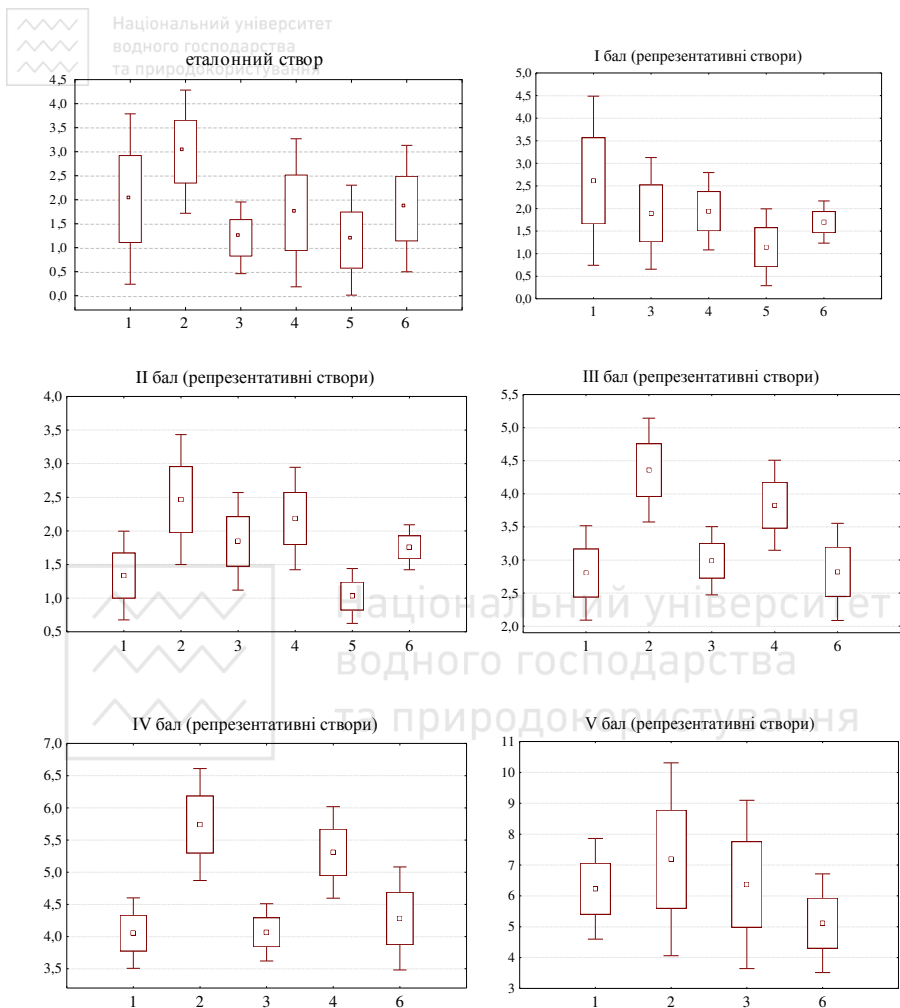




Єдиним, відомим та широко апробованим підходом до виявлення екологічного стану та «здоров'я» середовища, на сьогодні, є оцінка рівнів флуктуючої асиметрії організмів. Зважаючи на це, отримані в нашій роботі дані про морфологічний гомеостаз риб можуть бути прийняті за своєрідні орієнтири щодо розмежування рівнів цитогенетичного гомеостазу їх організмів. До того ж, функціональний зв'язок між флуктуаційною асиметрією та частотою ядерних порушень риб виявився достатньо міцним для всіх проаналізованих видів.

Тому, для градації рівнів цитогенетичного гомеостазу риб було проведено співвіднесення частоти ядерних порушень до якості водного середовища за частотою асиметричних проявів ознак представників іхтіофауни в репрезентативних та еталонному створах спостережень (рис. 6.6).

Представлені на рисунку діаграми відображують середньоарифметичне значення ( $M$ ) та помилку середньоквадратичного відхилення ( $\pm\delta$ ) частоти зустрічі мікроядер у еритроцитах проаналізованих видів риб, морфологічний гомеостаз яких відповідав певному балу за шкалою Захарова [158]. Значення  $M\pm\delta$  розглядалось як деякий оптимальний показник цитогенетичного гомеостазу риб у відповідних умовах водного середовища. До статистичного ряду ( $n$ ) не вводились крайні максимальні та мінімальні значення ядерних порушень, оскільки існує ймовірність їх випадковості. В якості діапазону коливань досліджуваного параметру приймалися значення  $M\pm 1,96\cdot\delta$ . По-перше, це дозволило врівноважити коридор коливання між максимальними та мінімальними значеннями ядерних порушень риб, адже статистичні ряди складали особини з різних створів спостережень. По-друге, в такий спосіб отримували можливість побудови подвійної оціночної шкали, що є принциповим питанням для функціональних біологічних показників [107].



**Рис. 6.6.** Співвіднесення частоти ядерних порушень (%) до якості водного середовища за частотою асиметричних проявів ознак представників іхтіофауни в еталонному та репрезентативних створах спостережень: 1 – верховодка; 2 – плітка; 3 – краснопёрка; 4 – окунь; 5 – карась; 6 – лещ;

□ M; □ M±δ; | M±1,96·δ.



Оцінка значущості діапазонів коливань статистичних рядів репрезентативних створів за коефіцієнтом варіації ( $C_v$ ) дозволила приймати рішення щодо можливості їх використання в якості верхньої та нижньої межі оціночної шкали (табл. 6.5).

**Таблиця 6.5**

Перевірка значущості діапазонів коливань статистичних рядів рівнів ядерних порушень риб за коефіцієнтом варіації

Бал за ЧАП	Значення $C_v$ для статистичних рядів різних видів риб					
	верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ
I	46,8	-	55,5	73,8	55,3	63,7
II	48,14	39,99	45,54	37,35	41,91	44,44
III	45,9	40,0	44,8	36,9	-	56,4
IV	44,74	41,88	42,64	44,34	-	44,14
V	3,12	3,78	2,08	-	-	1,38

Так, в межах I балу (за ЧАП) статистичний ряд верховодки налічував всього 11 особин ( $n=11$ ) із середнім рівнем ядерних порушень  $2,75 \pm 0,96\%$  та діапазоном коливання параметру від 0,7 до 4,6%. Ряд краснопірки ( $n=22$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $1,89 \pm 0,63\%$  при діапазоні 0,7–3,0%. Ряд окуня ( $n=13$ ), відповідно  $1,94 \pm 0,44\%$  та 1,1–2,7%. Ряд карася ( $n=114$ ):  $1,14 \pm 0,43\%$  та 0,25–2,0%; ляща ( $n=19$ ):  $1,7 \pm 0,24\%$  та 1,25–2,2%. Особини плітки з репрезентативних створів річок Рівненської області не мали частоти асиметричного прояву ознак, які б відповідали I балу якості середовища, отже, в даному випадку їх співвіднесення з рівнями ядерних порушень не проводилось.

Коефіцієнти варіації проаналізованих статистичних рядів були вищими за 33%, що свідчить про значущість діапазонів їх коливань.

Однак, аналіз рівнів ядерних порушень риб в межах I балу в репрезентативних та еталонному створі виявляв відмінності як за середніми рівнями ядерних порушень (які виявились вищими у репрезентативних створах) так і за коливаннями



досліджуваного показника (діапазон яких був значно вужчим у еталонному створі).

Слід зазначити, що цитогенетичний гомеостаз особин репрезентативних створів мало відрізнявся в межах I та II балів якості середовища за ЧАП морфологічних ознак риб.

Тому, при побудові шкали, інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем з характеристикою *«сприятливе (відсутність прояву комбінованих ефектів забруднень)»* представили середні значення діапазонів коливань ( $M \pm 1,96 \cdot \delta$ ) цитогенетичного гомеостазу риб, що відповідали I та II балам якості середовища в репрезентативних створах, а також оптимальні показники цитогенетичного гомеостазу відповідних видів ( $M \pm \delta$ ) у еталонному створі.

При цьому, значення параметрів еталонного створу були прийняті за **I групу** цитогенетичних ушкоджень, що свідчило про *«непорушений»* цитогенетичний гомеостаз організму риб. Значення параметрів репрезентативних створів були прийняті за **II групу** цитогенетичних ушкоджень, що свідчило про *«умовно непорушений»* цитогенетичний гомеостаз.

Подальше співвіднесення цитогенетичного та морфологічного гомеостазу представників іхтіофауни в репрезентативних створах спостережень виявило більш чіткі діапазони коливань рівнів ядерних порушень в межах балів якості середовища (за ЧАП).

Так, в межах III балу статистичний ряд верховодки ( $n=29$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $2,81 \pm 0,36\%$  та діапазон коливання параметру від 2,1 до 3,53%. Ряд плітки ( $n=52$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $4,36 \pm 0,40\%$  при діапазоні 3,6-5,1%. Ряд краснопірки ( $n=44$ ), відповідно  $2,99 \pm 0,26\%$  та 1,1-2,7%; ряд окуня ( $n=66$ ):  $3,82 \pm 0,35\%$  та 3,1-4,53%; ряд ляща ( $n=37$ ):  $2,82 \pm 0,37\%$  та 2,11-3,57%. Значущість діапазонів коливань всіх статистичних рядів підтвердилась ( $C_v > 33\%$ ).

Проаналізовані в даному випадку рівні ядерних порушень риб були віднесені до **III групи** цитогенетичних ушкоджень із якісною характеристикою цитогенетичного гомеостазу



організму *«початкові порушення»*, а інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем було означено як *«насторожуюче (помітний прояв комбінованих ефектів забруднень)»*.

В межах IV балу статистичний ряд верховодки ( $n=22$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $4,05 \pm 0,28\%$  при діапазоні 3,55–4,6%. Ряд плітки ( $n=35$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $5,74 \pm 0,44\%$  із діапазоном 4,9–6,6%. Ряд краснопірки ( $n=44$ ), відповідно  $4,07 \pm 0,23\%$  та 3,6–4,55%; ряд окуня ( $n=32$ ):  $5,31 \pm 0,36\%$  та 4,6–6,05%; ряд ляща ( $n=24$ ):  $4,28 \pm 0,41\%$  та 3,5–5,1%.

Підтверджена значущість діапазонів коливань статистичних рядів дозволила виокремити **IV групу** цитогенетичних ушкоджень із якісною характеристикою цитогенетичного гомеостазу організму *«середні порушення»*. Інтегральний стан «здоров'я» гідроекосистем, у даному випадку, було означено як *«загрозливе (значний прояв комбінованих ефектів забруднень)»*.

В межах V балу (за ЧАП) статистичний ряд верховодки ( $n=89$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $6,23 \pm 0,83\%$  при діапазоні 4,6–7,9%. Ряд плітки ( $n=111$ ) мав середній рівень ядерних порушень  $7,19 \pm 1,59\%$  із діапазоном 4,05–10,1%. Ряд краснопірки ( $n=26$ ), відповідно  $6,37 \pm 1,39\%$  та 3,7–9,05%; ряд ляща ( $n=11$ ):  $5,12 \pm 0,82\%$  та 3,5–6,9%.

Особини карася не мали частоти асиметричного прояву ознак, які б відповідали III–V балам якості середовища, а особини окуня V балу, тому їх співвіднесення з рівнями ядерних порушень, відповідно, не проводились. Крім того, коефіцієнти варіації всіх статистичних рядів рівнів ядерних порушень риб в межах V балу за ЧАП виявились нижче 33%, що не підтверджує значущість діапазонів їх коливань.

В такому разі, для гармонізації побудованої шкали, діапазон значень цитогенетичних ушкоджень риб встановлювався згідно рекомендацій ВРД ЄС (табл. 2.3) за екологічним індексом якості вод (EQR) [115]. В межах V групи градація проводилась лише для нижньої межі шкали.



Отже, **V групі** цитогенетичних ушкоджень було надано якісну характеристику цитогенетичного гомеостазу організмів риб - *«помітні порушення»*, а інтегральному стану «здоров'я» гідроекосистем - *«критичне (максимальний прояв комбінованих ефектів забруднень)»*.

Таким чином, спираючись на факторні статистичні залежності критеріїв якості поверхневих вод із показниками гомеостазу представників іхтіофауни та діагностику якісного стану еталонних та репрезентативних умов за принципом «норма-патологія», нами вперше було розроблено інтегральну шкалу діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риб (табл. 6.6).

Дана шкала передбачає можливість якісної інтегральної оцінки річкових гідроекосистем за групою цитогенетичних порушень найбільш масових видів риб, які формуються внаслідок комбінованих ефектів забруднення водного середовища в гідроекосистемах Поліської зони України.

Важливим моментом при оцінках цитогенетичних порушень є з'ясування онтогенетичного шуму [71] – рівня спонтанних мутацій окремих геохімічних зон. Частота ядерних порушень еритроцитів периферійної крові риб хоча і залежить від якості водного середовища, проте має певні особливості у різних видів, що говорить про необхідність діагностувати стан гідроекосистеми за цитогенетичним гомеостазом кількох видів, чутливість яких доведена для конкретних місцевих умов.

За результатами представлених досліджень можна передбачити, що рівень спонтанного мутагенезу представників іхтіофауни правобережних приток р. Прип'ять знаходиться в межах III групи цитогенетичних ушкоджень риб.

Таблиця 6.6

Інтегральна шкала діагностики «здоров'я» річкових гідроекосистем за цитогенетичними порушеннями еритроцитів крові риб

Частота ядерних порушень еритроцитів крові різних видів риб, ‰						Якісна характеристика цитогенетичного гомеостазу організму	Група цитогенетичних ушкоджень	Інтегральний стан здоров'я гідроекосистеми
верховодка	плітка	краснопірка	окунь	карась	лящ			
≤1	≤1,5	≤1	≤1,5	≤0,5	≤1,5	Непорушений	I	<b>Сприятливе</b>
1,1 – 2,0	1,6-3,5	1,1 – 2,5	1,6 – 3,0	0,6-1,5	1,5 – 2,0	Умовно непорушений	II	(відсутність прояву комбінованих ефектів забруднень)
2,1-3,5	3,6-5,0	2,6 – 3,5	3,1 – 4,5	1,6 – 2,0	2,1 – 3,5	Початкові порушення	III	<b>Насторожуюче</b> (помітний прояв комбінованих ефектів забруднень)
3,6-4,5	5,0-6,5	3,6-4,5	4,6 – 6,0	2,0-2,5	3,6 – 5,0	Середні порушення	IV	<b>Загрозливе</b> (значний прояв комбінованих ефектів забруднень)
≥4,6	≥6,6	≥4,6	≥6,1	≥2,6	≥5,1	Помітні порушення	V	<b>Критичне</b> (максимальний прояв комбінованих ефектів забруднень)



Серед переваг запропонованої методики є її локальність, що враховує фонові концентрації речовин без необхідності їх вимірювань; врахування не ізольованих шкідливих впливів, а реально існуючого в водному середовищі комплексу речовин; врахування віддалених наслідків впливу на рибні ресурси та гідроекосистему; можливість визначення верхньої та нижньої межі діючих факторів; можливість уточнення якісних характеристик цитогенетичного гомеостазу риб у міру накопичення нових даних про адаптації їх організмів до шкідливих впливів.

Взагалі, діагностика стану водного середовища за цитогенетичними порушеннями риб стає все більш актуальною не лише для коректної оцінки комбінованих ефектів забруднення, але й для виявлення ризиків змін біологічного різноманіття природних гідроекосистем. Доцільність використання при цьому мікроядерного тесту еритроцитів периферійної крові риб доведена як теоретично, так і підтверджена результатами практичних досліджень.

Теоретичні аспекти проведеного аналізу свідчать, що показники цитогенетичного гомеостазу риб є чутливим індикатором стресу, який має місце в гідроекосистемі.

У практичному плані цей метод відкриває можливість біологічного моніторингу та діагностики «здоров'я» гідроекосистем, але не варто його використовувати для підтвердження вже відомої ситуації. Він має носити такий саме пошуковий характер, як і використання будь-якого іншого підходу.

Використання запропонованої у даній роботі шкали є цілком виправданим для регіонального екологічного контролю «здоров'я» річкових гідроекосистем Поліської зони України. Одночасно, при належному вирішенні висвітлених питань, даний підхід відкриває перспективи для розробки регіональних шкал решти фізико-географічних зон, а також для з'ясування комбінованих ефектів забруднень гідроекосистем інших типів.





## ВИСНОВКИ

У системі сучасного екосистемного інтегрованого підходу аргументовано доведено, що структурно-функціональні зміни представників біоти дозволяють адекватно відобразити рівень впливу середовища, в тому числі комплексний характер забруднення з врахуванням явищ синергізму діючих факторів. Зокрема, при оцінках екологічних наслідків забруднення природних вод перевага надається дослідженню риб на рівні організму.

Гідроекосистеми правобережних приток р. Прип'ять у межах Рівненської області зазнають забруднень внаслідок надходження недостатньо очищених стічних вод, що спричинює зміни гідрохімічних параметрів водотоків через їх маловодність. Потрапляння забруднень з поверхневим стоком особливо інтенсивно відбувається в період весняної повені, на що накладається міграція елементів з місцевих геологічних порід.

Порівняння ретроспективної, наближеної до сучасної та сучасної інформації про стан річок виявляє, що домінуючим і визначальним у формуванні якості їх води був і лишається блок трофо-сапробіологічних показників - передусім біогенні елементи азотної групи (азот амонійний, нітритний і нітратний). Відмічено також перевищення регіональних екологічних нормативів для таких елементів як цинк, мідь та фториди. При цьому, інтегральний екологічний індекс свідчить про II (стан «добрий», ступінь чистоти «чиста»), або перехідний від II до III (стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена») клас якості поверхневих вод. Причиною згладжування результату виявляється блок сольового складу річкових гідроекосистем, що має незмінно 1-2 категорію I класу впродовж 50 років.

Спроба модифікованої оцінки якості води за гідрохімічними параметрами, відповідно їх функцій у гідроекосистемах (без врахування блоку показників сольового



складу) виявляє у репрезентативних створах, здебільшого, III клас.

Про незадовільні умови водного середовища свідчить і збідніння видового складу іхтіофауни річок. На сучасному етапі найбільш масовими можна вважати 6 видів риб (за середнім відсотком уловів): верховодка (*A.alburnus*) – 24,4%; краснопірка (*S.erythrophthalmus*) – 17,5%; карась сріблястий (*C. auratus*) – 12%; лящ (*A.brama*) – 11,0%; окунь річковий (*P. fluviatilis*) – 9,9%.

Характеристики морфометричного гомеостазу зазначених видів риб мають стабільність розвитку від I до V балів за ФА меристичних ознак у створах з різним рівнем антропогенного навантаження. Найвищі рівні ФА відмічались у плітки та верховодки (в середньому IV бали по репрезентативним створам). Морфологічний гомеостаз окуня та краснопірки був дещо кращим, із середньою стабільністю розвитку проаналізованих вибірок близько III балів. Усереднені показники ФА вибірок ляща свідчать про II бал, карася про I бал стабільності. Дисперсія асиметрії, достовірна відмінність емпіричного розподілу від нормального та високий рівень апроксимації мають шість з дев'яти проаналізованих меристичних ознак (*P*, *V*, *f.br.*, *jj*, *jj<sub>sk</sub>*, *Sg1*), що робить їх достатніми для об'єктивних оцінок морфологічного гомеостазу представників іхтіофауни річок Рівненської області.

Облік результатів мікроядерного тесту еритроцитів риб виявив найвищі рівні порушень у плітки ( $5,22 \pm 0,29\%$ ) та окуня ( $4,10 \pm 0,21\%$ ). Середня частота ядерних порушень верховодки становила  $3,76 \pm 0,25\%$ , краснопірки  $3,17 \pm 0,15\%$ , ляща  $2,93 \pm 0,28\%$ . Найнижчі рівні були характерні для карася сріблястого ( $1,51 \pm 0,06\%$ ). Для окремих вікових груп проаналізованих видів риб у структурному розподілі ядерних порушень переважали еритроцити з мікроядрами, на долю яких у більшості випадків припадало  $>50\%$ , що свідчить про наявність стресових чинників у річкових гідроекосистемах.



Перевіщення рівнів спонтанного мутагенезу (за літературними даними 4‰) для кількох видів риб одночасно було виявлено в 7 з 16 репрезентативних створах, що підтверджувало хронічний токсичний вплив на організм риб наявних у гідроекосистемах забруднень.

Функціональний зв'язок між ФА та результатами MN-тесту риб виявився достатньо значущим для всіх видів (від  $r=0,42$  в карася до  $r=0,94$  в плітки). На підставі цих значень та проведеного кластерного аналізу рівнів морфологічного та цитогенетичного гомеостазу з'ясовано, що найбільш чутливими видами є плітка, верховодка та окунь; до риб із середньою чутливістю можна віднести краснопірку та ляща; найменша чутливість, а отже, виражена стійкість до забруднень характерна для карася сріблястого.

Відсутність кореляційного зв'язку між показниками гомеостазу всієї сукупності проаналізованих видів риб та окремими параметрами поверхневих вод свідчить про те, що жоден з окремо взятих гідрохімічних параметрів не чинить суттєвого впливу на формування досліджуваних ознак риб в умовах річок Рівненської області.

Здійснення множинного регресійного аналізу засвідчило, що для різних екологічних груп риб діє свій складний і багатофакторний процес формування показників гомеостазу. Водночас, помічено суттєвий вплив фактору кисневого режиму водного середовища ( $XCK$ ,  $BCK_5$ ,  $O_2$ ), речовин-забруднювачів ( $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Mn^{2+}$ ) та речовин біогенної групи ( $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $PO_4^-$ ). Отримані плеяди та регресійні рівняння можуть бути корисними для прогнозування екологічної ситуації, а також для контролю за станом біотичної складової репрезентативних гідроекосистем. Жодна з отриманих плеяд не виявила зв'язку показників гомеостазу риб з речовинами сольового блоку ( $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ).

Порівняння залежності показників гомеостазу з комплексними екологічними індексами виявляє більш суттєвий кореляційний зв'язок для пар, утворених індексом



модифікованої методики його розрахунку, що доводить доцільність проведення саме модифікованого способу оцінки якості поверхневих вод річок області за гідрохімічними параметрами, оскільки такі результати в більшій мірі відповідають результатам оцінки «відгуку» біоти за показниками гомеостазу риб.

Вперше для досліджуваного регіону запропоновано експрес-метод оцінки «здоров'я» гідроекосистем. Метод дає можливість оцінити цитогенетичні характеристики гомеостазу риб за результатами MN-тесту та відображує наявність дії комплексного характеру забруднень водойм у режимі реального часу. Використання розробленої інтегральної шкали може бути корисним як у прикладних наукових дослідженнях стану гідроекосистем так і в навчальних цілях для отримання практичних навичок ведення біомоніторингу водойм та діагностики їх «здоров'я».





## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Albalat A., Assessment of organotin pollution along the Polish coast (Baltic Sea) by using mussels and fish as sentinel organisms / A. Albalat, J. Potrykus, J. Pempkowiak, C. Porte // *Chemosphere*, Vol.47, Issue 2, April 2002, Pages 165-171.
2. Anbumani S. Mohankumar Gamma radiation induced micronuclei and erythrocyte cellular abnormalities in the fish *Catla catla* / S. Anbumani, N. Mary // *Aquatic Toxicology*, Vol. 122–123, 15 October 2012. - Pages 125-132.
3. Arhipchuk V. V. Using the nucleolar biomarker and the micronucleus test on in vivo fish fin cells / V. V. Arhipchuk, N. N. Garanko // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2005. – Vol. 62, N 1. – P. 42-52.
4. Attrill M. J. Community and population indicators of ecosystem health: targeting links between levels of biological organization / M. J. Attrill, M. H. Depleg // *Aquat. Toxicol.* – 1997. – Vol. 38. – P. 183-197.
5. Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality [Електронний ресурс] // *The Guidelines*. – 2000. – Vol. 1 (Chapters 1–7). – Режим доступу: <https://www.environment.gov.au>.
6. Barbour M.T. Evaluation of EPA's rapid bioassessment benthic metrics: Metric redundancy and variability among reference stream sites / M.T. Barbour // *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1992. Vol. 11(4). P. 437-449.
7. Beasley A. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis / A. Beasley, A. Bonisoli, Timothy A. Mousseau // *Ecological Indicators*. – 2013. – Vol. 30. – P. 218-226.
8. Bedunkova O. O. Homeostasis in Fishes as an Instrument for Assessment of Critical Loads on Hydroecosystem of Small Rivers / O. O. Bedunkova // *Hydrobiological Journal* Vol. 52(5), 2016. P. 25-33.



9. Bernet Catch Theme Report How to define, assess and monitor the ecological status of rivers, lakes and coastal waters Regional interpretation of EU Framework Directive in the Baltic Sea catchment, 2006. – 257 p.
10. Biedunkova O. Comparative analysis of the seasonal dynamics of bioaccumulation of toxicants in different types hydroecosystems / O. Biedunkova, A. Klimenko, A. Petruk // British Journal of Science, Education and Culture. – London: London University Press, 2014. – Vol. III, No.1. (5). – P. 75-82.
11. Buschini A. Comet assay and micronucleus test in circulating erythrocytes of *Cyprinus carpio* specimens exposed in situ to lake waters treated with disinfectants for potabilization Mutation Research/Genetic / A. Buschini, B. Martino, M. Gustavino, P. Monfrinotti, C. Poli, M. Rossi, A.J.M. Santoro, M. Dörr, // Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2004. – Vol. 557, Issue 2. – P. 119-129.
12. Cavas T. In vivo genotoxicity evaluation of atrazine and atrazine-based herbicide on fish *Carassius auratus* using the micronucleus test and the comet assay / T. Cavas // Food and Chemical Toxicology. – 2011. – Vol. 49, Issue 6. – P. 1431-1435.
13. Chakrabarti C. G. Dynamical entropy via entropy of non-random matrices: Application to stability and complexity in modelling ecosystems / C. G. Chakrabarti, K. Ghosh// Mathematical Biosciences. – 2013. – Vol. 245, Issue 2. – P. 278-281.
14. Costanza R. Biodiversity and ecosystem services: A multi-scale empirical study of the relationship between species richness and net primary production / R. Costanza, F.Brendan, M. Kenneth, L. Shuang, C. Treg // Ecological Economics. – 2007. – Vol. 61. Issues 2–3, P. 478-491.
15. Critical loads for sulphur and nitrogen : report from a Workshop held at Stokhoster, March 19–24, 1988, Sweden /



- Nordic Council of Ministers. – Copenhagen, 1988. – Vol. 15. – P. 78-83.
16. David J. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale / J. David, J. Chris, R. Spray // *Journal of Environmental Management*. – 2013. – Vol. 126. – P. 30-43.
  17. Davoren M A test battery for the ecotoxicological evaluation of the agri-chemical Environ / M. Davoren, A. M. Fogarty // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2004. – Vol. 59, Issue 1. – P. 116-122.
  18. Deng X. uangbo Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain, China / X. Deng, Y. Xu, L. Han, Z. Yu, M. Yang // *Ecological Indicators*. – 2015. – Vol.57. – P. 85-95
  19. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establisying a framework for Community action in the field of water policy : official Journal of the European Communités. 22/22/2000. – 118 p.
  20. Dórea J. G. Persistent, bioaccumulative and toxic substances in fish: Human health considerations / J. G. Dórea // *Science of The Total Environment*. – 2008. – Vol. 400, Issues 1-3. – P. 93-114.
  21. Environmental Indicators. Typology and Overview / EEA (European Environment Agency). – Copenhagen, 1999. – 19 c.
  22. Environmental Protection Agency: Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms (EPA/600/4-90/02TF)) / US Environmental Protection Agency, Office of Toxic Substances. – Washington, D.C., 1993.
  23. European Communités WFD CIS Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document №5. Transitional and Coastal Water: typology, reference conditions and classification systems. – Luxembourg. 2003. – 107 p.



24. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document №10. River and lakes: typology, reference conditions and classification systems. – Luxembourg. 2003. – 87 p.
25. European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document №6. Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. – Luxembourg, 2003. – 47 p.
26. Falconer D. S. Introduction to quantitative genetics / D. S. Falconer, F. C. Mackay. – 4th ed. – Essex, England, 1996.
27. Garmendia M. Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives / M. Garmendia, B. Ángel, J. Franco, M. Revilla // Marine Pollution Bulletin. – 2013. – Vol. 66, Issues 1–2. – P. 7-16.
28. Gilvear D. J. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale / D. J. Gilvear, C. J. Spray, R. Casas-Mulet // J. Environ. Manage. – 2013. – № 126. – P. 30–43.
29. Gutiérrez J. M. Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay) / J. M. Gutiérrez, S. Villar, A. A. Plavan // Marine Pollution Bulletin. – 2015. – Vol. 91, Issue 2. – P. 518-523.
30. Halsband C. Potential acidification impacts on zooplankton in CCS leakage scenarios / C. Halsband, H. Kurihara // Marine Pollution Bulletin. – 2013. – Vol. 73, Issue 2. – P. 495-503.
31. Heavy metals: confounding factors in the response of New Zealand freshwater fish assemblages to natural and anthropogenic acidity / Greig S. Hamish, Niyogi K. Dev, Hogsden L. Kristy // Science of The Total Environment. – 2010. – Vol. 408, Issue 16. – P. 3240-3250.





32. Haskei I.B., Nortnatt B.G., Comanza R.. What is ecosystem health and why should we worry about it? / Island Press, Washington, DC.1992. P. 3-20.
33. Hawkes H. A. River zonation and classification. River ecology / H. A. Hawkes // Studies in ecology. – Berkeley, California : University of California Press, 1975. – Vol. 2. – P. 312–374.
34. He M.-J. Bioaccumulation of polybrominated diphenyl ethers and decabromodiphenyl ethane in fish from a river system in a highly industrialized area, South China / M.-J. He, X.-J. Luo, M.-Y. Chen [et al.] // Science of The Total Environment. – 2012. – Vol. 419. – P. 109-115.
35. Jana B. B. Growth responses of *Clarias batrachus* in experimental tanks under different conditions of feeding and maturing / B. B. Jana, R. N. Das // Aquacult. Hung. – 1982. – Vol. 3. – P. 113-123.
36. Jayaprakash M. Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India: A metropolitan city effect / M. Jayaprakash, Kumar R. Senthil, L. Giridharan // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2015. – Vol. 120. – P. 243-255.
37. Johnson G. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. New York: EPA, 2001: [https://www.researchgate.net/profile/Richard\\_Johnson7/publication/240310895](https://www.researchgate.net/profile/Richard_Johnson7/publication/240310895)
38. Karadžić V. Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia) / V. Karadžić, G. Subakov-Simić, J. Krizmanić, D. Natić // Desalination. – 2010. – Vol. 255, Issues 1–3. – P. 91-96.
39. Karr J. R. Biological monitoring and environmental assessment: A conceptual framework / J. R. Karr // Environmental Management. – 1987. – Vol. 11. – P. 249-256.
40. Karr J. R. Sustaining living rivers / J. R. Karr, E. W. Chu // Hydrobiologia. – 2000. – Vol. 422/423. – P. 1-14.



41. Kozlov V. Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry / V. Kozlov, E. Zvereva // Ecological Indicators. – 2015. – Vol. 57. – P. 293-297.
42. Lajus D. L. Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of eelpout *Zoarces viviparus* from different parts of distributional range / D. L. Lajus, R. Knust, O. Brix // Sarsia. – 2003. – Vol. 88 (4) . – P. 247–260.
43. Lajus D. L. Variation patterns of bilateral characters: Variation among characters and among populations in the White Sea herring (*Clupea palasi marisalbi*) / / D. L. Lajus // Biol. J. Linn. Soc. – 2001. – № 74. – 237-253.
44. Lajus D. L. Fluctuating asymmetry and other parameters of morphological variation of eelpout *Zoarces viviparus* from different parts of distributional range / D. L. Lajus, R. Knust, O. Brix // Sarsia. – 2003. – Vol. 88 (4). – P. 247–260.
45. Ledebur M. Von The micronucleus test methodological aspects / Von M. Ledebur, W. Schmid // Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis. – 1973. – Vol. 19, Issue 1. – P. 109–117.
46. Lemos A. T. Mutagenicity assessment in a river basin influenced by agricultural, urban and industrial sources / A. T. Lemos, D. P. Rosa // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2009. – Vol. 72, Issue . – P. 2058-2065.
47. Louvar J. T. Health and environment risk analysis. Fundamentals and applications / J. T. Louvar, B. D. Louvar. – New Jersey : Prentice Hall PTR, 1998. – 678 p.
48. Leary R.F. Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology. Trends / R.F.Leary, F.W.Allendorf // Ecol. Evol. – 1989. – Vol. 4. – P. 214-217.
49. Mabrouk L. Fluctuating asymmetry in grass goby *Zosterisessor ophiocephalus* Pallas, 1811 inhabiting polluted and unpolluted area in Tunisia / L. Mabrouk, T. Guarred, A. Hamza [et al.] // Marine Pollution Bulletin. – 2014. – Vol. 85, Issue 1. – P. 248-251.



50. Meyer J. L. Ecosystem metabolism and turnover of organic carbon along a black water river continuum / J. L. Meyer, R. T. Edwards // Ecology. – 1990. – Vol.71. – P. 668-677.
51. Munkittrick K. R. A holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics / K. R. Munkittrick, D. G. Dixon // Hydrobiology. – 1989. – № 88/89. – P. 123-135.
52. Nunes E. A. Genotoxic assessment on river water using different biological systems / E. A. Nunes, C. T. Lemos, L. Gavronski [et al.] // Chemosphere. – 2011. – Vol. 84, Issue 1. – P. 47-53.
53. Ogden J. C. Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of Southern Florida: 2. Conceptual ecological models / J. C. Ogden, J. D. Baldwin, O. L. Bass [et al.] // Ecological Indicators. – 2014. – Vol. 44. – P. 128-147.
54. Ohe T. Mutagenic characteristics of river waters flowing through large metropolitan areas in North America / T. Ohe, A. Paul, M. David // Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. – 2003. – Vol. 534, Issues 1–2. – P. 101-112.
55. Parsons P. A. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress / P. A. Parsons // Biol. Rev. – 1990. – Vol. 65. – P. 131-145.
56. Penczak T. The ecology of roach, *Rutilus rutilus* (L.) in the barbell region of the polluted Pilica river. 1. Growth / T. Penczak, M. Zalewski, M. Molinski, K. Szpoton // Ekol. Pol. – 1976. – Vol. 24, №3. – P. 473-489.
57. Ranitaniemi J. The growth of young pike in small Finnish lakes with different acidity-related water properties and fish species composition / J. Ranitaniemi // J. Fish Biol. – 1995. – Vol. 47. – P. 115-125.
58. Ranitaniemi J. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finish lakes at different stages of acidification / J. Ranitaniemi, M. Rask, P. J. Vuorinen // Ann. Zool. Fenn. – 1988. – Vol. 25, №3. – P. 209-219.



59. Reshetnikov A. N. The current range of *Amur sleeper* *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia / A. N. Reshetnikov // Russian Journal of Biological Invasions. – 2010. – №1(2) . – P. 119-126.
60. Rocchetta I. Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodon chilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia / Betina J. Lomovasky, M. S. Yusseppone // Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters. – 2014. – Vol. 44. – P.72-80.
61. Sfakianakis D.G. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review / D.G. Sfakianakis, E. Renieri, M. Kentouri, A.M. Tsatsakis // Environmental Research/ - 2015. - Vol. 137. - P. 246-255.
62. Schofield N. S. J. Measuring the health of our rivers / N. S. J. Schofield, P. E. Davies // Water. –1996. – № 23. – P. 39-43.
63. Shmid W. The micronucleus test / W. Shmid // Mutat. Res. – 1975. – Vol. 31, №1. – P. 9 – 15.
64. Stiller K. T. The effect of carbon dioxide on growth and metabolism in juvenile turbot *Scophthalmus maximus* L. / Stiller K. T., Vanselow K. H., Moran D., [et al.]. // Aquaculture. – 2015. – Vol. 444. – Pag. 143-150.
65. Suter G. W. A critique of ecosystem health concepts and indexes / G. W. Suter // Environmental Toxicology and Chemistry. – 1993. – Vol. 12. – P. 1533-1539.
66. Swaddle J. P. Fluctuating Asymmetry, Animal Behavior, and Evolution / J. P. Swaddle // Advances in the Study of Behavior. – 2003. – Vol. 32. – P. 169-205.
67. Technical Report, 25. EEA, Copenhagen. The population structure // Proceedings of the VIII Congress Societatis Europaea Ichtiologorum, Oviedo, Spain, Sept. 26 - Oct. 2. Boeletin del Instituto Nacional de Oceanografi. – 1996. – № 21. – P. 221–230.
68. Torres L. Health status of Largescale Sucker (*Catostomus macrocheilus*) collected along an organic contaminant gradient



- in the lower Columbia River, Oregon and Washington, USA / L. Torres, E. Nilsen, R. Grove, R. Patiño // *Science of The Total Environment*. – 2014. – Vol. 484. – P. 353-364.
69. Trebilco R. Ecosystem ecology: size-based constraints on the pyramids of life / R. Trebilco, J. K. Baum, A. K. Salomon, N. K. Dulvy // *Trends in Ecology & Evolution*. – 2013. – Vol. 28, Issue 7. – P. 423-431.
70. Ulanowicz R. E. Mixed trophic impacts in ecosystems / R. E. Ulanowicz, C. J. Puccia // *Coenoses*. – 1990. – Vol. 5. – P. 7-16.
71. Van Valen L. Study of fluctuating asymmetry / L. Van Valen // *Evolution*. – 1962. – Vol. 16, № 2. – P. 125–146.
72. Vannote L. The River Continuum Concept / Vannote, L. Robin, Minshall G. Wayne [et al.] // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. – 1980. – № 37. – P. 130-137.
73. Voslarova E. Nitrite Toxicity to Danio rerio: Effects of Subchronic Exposure on Fish Growth ACTA VET / E. Voslarova, V. Pistekova, Z. Svobodova, I. Bedanova // *BRNO*. – 2008. – № 77. – P. 455–460.
74. Wison R. W. Metabolic costs and physiological consequences of assimilation to aluminium in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 1. Acclimation specificity, resting physiology, feeding, and growth / R. W. Wison, H. L. Bergman, C. M. Wood // *Canad. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1994. – Vol. 51. – P. 527-535.
75. Xu F. Development of a structurally dynamic model for ecosystem health prognosis of Baiyangdian Lake, China / F. Xu, Z. Yang, B. Chen, Y. Zhao [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2013. – Vol. 29. – P. 398-410.
76. Zakharov V. M. Appearance, fixation and stabilization of environmentally induced phenotypic changes as a microevolutionary event / V. M. Zakharov // *Genetica*. – 1993. – Vol. 89. – P. 227-234.



77. Айвазян С.А. Прикладная статистика: Исследование зависимостей : справ. издание / С.А. Айвазян. – М. : Финансы и статистика, 1985. – 487 с.
78. Андроникова И.Н. Использование структурно-функциональных показателей зоопланктона в системе мониторинга / И.Н. Андроникова // Гидробиологические исследования морских и пресных вод. – Л. : Наука, 1988. – С. 47-53.
79. Антоновский А.Г. Перспективы использования характеристик особей, популяций и сообществ рыб в системе биоиндикации качества воды и состояния гидроекосистем / А.Г. Антоновский, В.А. Демченко, Н.А. Демченко, Н.Н. Сурядна // Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки. – 2008. – № 1. – С. 23–28.
80. Архипова Л.М. Гидроэкологический потенциал поверхностных вод Карпатского национального природного парка / Л.М. Архипова // Сб. научн.-техн. работ “Научный вестник НЛТУ Украины”. Вып. 21.3. - 2011. С. 74 - 79.
81. Ахмад Ашфак. Вплив токсикантів ( $\text{Cr}^{6+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ) на біопродукційні параметри молоді риб: автореф. Дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.10 – “Іхтіологія” / Ашфак Ахмад. – Київ, 1999. – 20 с.
82. Баранов В.Ю. Исследование популяций рыб в условиях водных экосистем с различной степенью антропогенной нагрузки / В.Ю. Баранов // Проблемы глобальной и региональной экологии, Екатеринбург. – 2003. – С. 6 – 9.
83. Баранова С.В. Региональная экологическая диагностика. Диссертация... кандидат географических наук специальность: 25.00.36 Геоэкология Санкт-Петербург: РГПУ им. А.И. Герцена. – 2001. – 159 с.
84. Барбашин Е. А. Введение в теорию устойчивости / Е. А. Барабашин. – М. : Наука, 1967. – 223 с.



85. Бедункова О.А. К вопросу эколого-токсикологических оценок поверхностных вод / О.А. Бедункова // Вестник Брестского университета Серия 5 Химия, Биология, Науки о земле. Вып. №1, 2015. – С. 5-13.
86. Бедункова О.А. Функциональная зависимость морфометрического и цитогенетического гомеостаза ихтиопопуляций рек Ровенского плато / О.А. Бедункова // Проблемы патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов: расширенные материалы IV Международной конференции, Борок, 24 – 27 сентября 2015 года / РАН, Федер. агентство науч. орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН ; [под ред. В. Р. Микрякова, Е. А. Криксунова, Д. В. Микрякова] ; отв. за вып. Д. С. Павлов [и др.]. – Ярославль : Филигрань, 2015. – 588 с. С. 468-474.
87. Бедункова О.А. Морфометрическая изменчивость природных группировок рыб на фоне современных изменений малой реки / О.А. Бедункова // Сборник научных трудов Международной научно-практической конференции «Экология на современном этапе развития общества» 25-26 ноября 2014 г. Барановичский государственный университет. Барановичи: РИО БарГУ, – 2014. – 247 С. 26-32.
88. Белова В. Уникальный случай появления карликовых особей белого товстолика *Nurphtalmichthis molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС / Н. В. Белова, Н. Г. Емельянова, А. П. Макеева [и др.] // Вопр. ихтиологии. – 1998. – Т. 38, Вып. 6. – С. 839-843.
89. Бедункова О. О. Аналіз особливостей формування якості води річок Західного Полісся / О.О. Бедункова // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – Рівне: НУВГП, 2009. - Вип. 1 (45). - С. 3-9.
90. Бедункова О.О. Аналіз еколого-токсикологічних характеристик поверхневих вод річок Рівненщини / О.О.



- Бедункова // Мат. Міжнар. науково-практ. інтернет конференції «Екологія – основа збалансованого природокористування в агропромисловому виробництві» 10-11 грудня 2013 р. м. Полтава. – С. 22-26.
91. Бедункова О.О. Генотоксичний моніторинг річки Стир у межах Рівненської області /О.О. Бедункова // Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія Біологічні науки. №7(332), 2016. С. 126-132.
92. Бедункова О.О. Еколого-генетичний моніторинг сучасного стану малої річки Замчисько / О.О. Бедункова // Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета: Збірник матеріалів форуму. – Херсон: ХТПП, 2015. – 462 с. – С. 97-101.
93. Бедункова О.О. Мінливість росту іхтіопопуляцій в умовах гідрохімічних змін річки Замчисько рівненської області / О.О. Бедункова // Біологія та валеологія: Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди, 2015, Вип. 17. С. 95-107.
94. Бедункова О.О. Морфометричний гомеостаз іхтіоценозу та екологічний статус малої річки Рівненської області / О.О. Бедункова // Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Серія Біологічні науки. Вип. 2, 2016. С. 71-79.
95. Бедункова О.О. Облік частоти ядерних порушень еритроцитів у представників іхтіофауни малої річки Замчисько / О.О. Бедункова // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка, Серія: Біологія. – 2014. - № 2 (59). – 113 с. С. 25-30.
96. Бедункова О.О. Прогнозування розподілу вмісту важких металів у ланках водної екосистеми / Бедункова О.О. // Зб. наук. праць “Вісник національного університету водного





господарства та природокористування”. Вип. 3(39). Ч. 1. Рівне, 2007. с. 9 -15.

97. Бедункова О.О. Просторова динаміка речовин забруднювачів у річках Рівненської області / О.О. Бедункова // Сучасний стан та перспективи розвитку водного господарства / Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (м. Дніпропетровськ, Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет, 19-20 травня 2016 р.). – Дніпропетровськ: “СВІДЛЕР”, 2016. - 107 с. С. 20-23.
98. Бедункова О.О. Стабільність розвитку та цитогенетичний гомеостаз іхтіопопуляцій річки Случ у сучасних умовах антропогенного навантаження / О.О. Бедункова // Рибогосподарська наука України. Київ, 2015. Вип. №1 (31). С. 56-70.
99. Бедункова О.О. Флуктуирующая асимметрия биоты как показатель «здоровья» экосистемы бассейна реки Стыр в пределах украинской части водосбора / О.О. Бедункова // III-я Международная научно-практическая конференция «Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов», посвященной 110-летию со дня рождения академика Н.В.Смольского, которая 7–9 октября 2015 года. Центральный ботанический сад Национальной академии наук Беларуси, г. Минск. Секция 3. Биоразнообразие и современное состояние фауны, проблемы охраны и устойчивого развития. – Минск: Конфидо. 2015. – 388с. – С. 40-44.
100. Бедункова О.О. Оцінка екологічної шкоди та екологічного ризику гідрохімічних показників річки Іква / О.О. Бедункова, З.М. Буднік // 36. Наук. праць “Вісник НУВГП”. Вип. 4(60). Рівне: НУВГП. – 2012. С. 77-82.
101. Бедункова О.О. Флуктуюча асиметрія плітки в річках Рівненщини / О.О. Бедункова, А.М. Петрук // Питання біоіндикації та екології: Періодичне наукове видання. – 2014. – Вип. 19. № 2. – 260 с. С. 139-149.



102. Бобильов Ю. П. Оцінка впливу стічних вод ВАТ «Дніпроважмаш» на прибережні угруповання молоді риб / Ю.П. Бобильов, О. О. Христов // Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VII Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Адверта, 2013. – С. 81-84.
103. Брагинский Л.П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л.П. Брагинский // Гидробиол. журн. 1985. Т. 21. № 6. С. 65-74.
104. Бригадиренко В.В. Исследование функционирования трофических сетей методами имитационного моделирования / В.В. Бригадиренко // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. – Д.: Вид-во ДНУ, 2005. – Вип. 13, т.2. – С. 24-38.
105. Бубнов А.Г. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды: учебно-методическое пособие / А.Г. Бубнов [и др.]; под общ. ред. В.И. Гриневича; ГОУ ВПО Иван. гос. хим.-технол. ун-т. – Иваново, 2007. – 112 с.
106. Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т. и др. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта: Пер. с нем.- Г. И. Лойдиной, В. А. Турчаниновой / Под ред. Д. А. Криволуцкого. М.: Мир. - 1998. - 350 с.
107. Васенко А.Г. Анализ методологических подходов к оценке качества поверхностных вод / А.Г. Васенко, А.А. Верниченко, Д.Ю. Верниченко-Цветков // Вода: химия и экология. – 2013. – № 10. – С. 46-51.
108. Васенко А.Г. Проблемы Большого Днепра и мероприятия по охране окружающей среды / А.Г. Васенко, Е.Л. Дронова, И.А. Горленко, Л.Г. Руденко // Глобальные и региональные изменения климата и их природные и социально-экономические последствия. – М.: ГЕОС. – 2000. – С. 191-194.



109. Васенко О.Г. Сучасні принципи управління екологічними даними та розвиток національної системи моніторингу поверхневих вод / О.Г. Васенко, П.П. Станкевич, Н.В. Голян // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки: Зб. наук. пр. УкрНДІЕП. – Харків. – 2000. – С.10-29.
110. Верголяс М.Р. Вплив іонів міді на гематологічні та цитогенетичні показники прісноводних риб *Carassius auratus gibelio* / М.Р. Верголяс, Н.М. Веялкіна, В.В. Гончарук // Цитологія і генетика. – 2010. – Т. 44, № 2. – С. 124–128.
111. Веялкіна Н.М. Використання клітинних біомаркерів рослинних і тваринних тест-організмів для оцінки токсичності води. Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. – Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Київ, 2011. – 18 с.
112. Використання коефіцієнтів асиметрії та ексцесу у параметричних статистичних моделях / В. Єлейко, Є. Пенцак // Фіз.-мат. моделювання та інформ. технології. — 2006. — Вип. 4. — С. 114-122.
113. Виноградов К.П. Вивчення флуктуючої асиметрії річкового окуня (*Perca fluviatilis* L., 1758) / К.П. Виноградов, Ю.В. Сакун, К.М. Белоусова, Г.Л. Гончаров, Д.А. Шабанов // Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди Біологія та валеологія, 2012, Вип. 14. – С. 9 – 17.
114. Водно-болотные угодья особого природоохранного значения вдоль границы Беларуси, России и Украины. М., Медиа-ПРЕСС, 2014. – 164 с.
115. Водна Рамкова директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. Київ, 2006. – 261 с.



116. Волкова Л.А. Антропогенізація басейнів річок Рівненської області / Л.А. Волкова // Вісник. НУВГП. Збірник наукових праць. Випуск 1 (61) – Рівне: 2013. – С. 63 – 69.
117. Волкошовець О.В. Формування складу аборигенної іхтіофауни руслових водосховищ малих річок в межах урбанізованих територій / О.В. Волкошовець, Й.В. Гриб // Наук. зап. Терноп. нац. пед. Ун-ту. Сер. Біол., 2010, №2(43). – С. 65-67.
118. Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов / Материалы Объединённого пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. [Отв. ред.: Павлов Д.С., Розенберг Г.С., Шатуновский М.И.]. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. 196 с.
119. Воропаева Т.В. Региональные модели экологического каркаса территории. Автореф... канд. геогр. наук., по спец. 25.00.36 – геоэкология. Улан-Уде, Бурятский государственный университет, 2011. – 24 с.
120. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09.1986 г. № 250-1163. М., 1986. – 5 с.
121. Гуменюк Г.Б. Вміст важких металів у раковині молюска *Nassarius Reticulatus* (L.) з Севастопольської бухти (Чорне море) влітку 2007 року / Г.Б. Гуменюк, М.В. Макаров, Н.Г. Зінковська // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2011. – № 2 (47). – С. 95-99.
122. Габибов М.М. Влияние загрязнения водной среды ионами  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  и сырой нефтью на накопление генетически индуцированных повреждений в эритроцитах рыб / М.М. Габибов и др. // Известия Самарского научного центра Российской академии наук, т. 13, №1(5). – 2011. – С. 1068-1070.



123. Гавриков Д. Е. Асимметрия билатеральных признаков позвоночных животных / Д.Е. Гавриков // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН, 2007. – №2. – С. 26-28.
124. Гандзюра В.П. Оцінка стану гідроекосистем за продукційно-енергетичними параметрами біосистем / В.П. Гандзюра // Наук. зап. Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. випуск: Гідроекологія. – 2001. – №3 (14). – С. 37–40.
125. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами / В.П. Гандзюра – К.: ВГЛ “Обрії”. – 2002. – 248 с.
126. Гандзюра В.П., Грубінко В.В. Концепція шкодочинності в екології. – Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. Володимира Гнатюка. – 2008. – 144 с.
127. Гандзюра В.П., Ашфак Ахмад. Діагностика якості водного середовища за продукційно-біологічними параметрами молоді риб // Екологічна освіта та виховання учнівської молоді / Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. (Кам’янець-Подільський, 25–26 лютого 1998 р.). – Кам’янець-Подільський, 1998. – С. 82–85.
128. Гидроэкологическая токсикометрия и биоиндикация загрязнений / Ред. И. Т. Олексив. – Львов: Мир, 1995. – 440 с.
129. Головина Н.А., Тромбицкий И.Д. Гематология прудовых рыб / Н.А. Головина, И.Д. Тромбицкий. Кишинев: Изд-во “Штинца” 1989. – 156 с.
130. Гончаренко Н.І. Біоіндикація водного середовища на іхтіологічному матеріалі. Коефіцієнт варіації показників / Н. І. Гончаренко // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології. – Канів, 2008. – С. 43-45.
131. Гончаров Г.Д. Лабораторная диагностика болезней рыб / Г.Д. Гончаров. М.: Наука. - 1973. - 119 с.
132. Гончарук В.В. Оценка генотоксического влияния тяжелых металлов на клетки рыб / В.В. Гончарук, М.Р. Верголяс,



- Н.Н. Веялкина // Вісник Вінницького державного аграрного університету. – 2008. – С. 45-50.
133. Гороя А.И. Методологические аспекты оценки мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов / А.И. Гороя // Цитология и генетика. – 1996. – Т. 30, № 6. – С. 78–86.
134. Гороя А.И. Мониторинговый контроль состояния водных экосистем на основе цитогенетических методов [Электронный ресурс] / [Гороя А.И., Скворцова Т.В., Павличенко А.В., Лисицкая С.М.] // Збірник наукових статей “III-го Всеукраїнського з’їзду екологів з міжнародною участю”. – Вінниця, 2011. – Том.1. – С.314–317. Режим доступу: <http://eco.com.ua>
135. Гриб Й.В. Оцінка локальних загроз і пріоритетів збереження біорізноманіття водних екосистем / Й.В. Гриб, В.В. Сондак // Водне господарство України. – К.: 2007. – №2. – С.25-32.
136. Гриб И.В. Экспертная оценка токсических загрязнений пресноводных экосистем / Гриб И.В., Комаровский Ф.Я. // Гидробиол. журн. - 1990. - 26, № 12. - С. 65 - 71.
137. Гринжевський М.В. Вплив окремих факторів на ріс та якість риби / М.В. Гринжевський, Д.Р. Пшеничний, Й.Є. Янінович, Т.М. Швець // Рибогосподарська наука України. К. – 2008. №3. – С. 57-62.
138. Грубінко В.В. Принципи організації та функціонування біо-екосистем. – Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2012. – 112 с.
139. Д’яков А.С. Основи термінотворення: семантичні та соціолінгвістичні аспекти / А.С. Д’яков, Т.Р. Кияк, З.Б. Куделько. – К.: Вид. дім «KM Academia», 2000. – 218 с.
140. Дгебуадзе Ю.Ю. Экологические закономерности изменчивости роста рыб / Ю.Ю. Дгебуадзе – М.: Наука, 2001. – 276 с.



141. Демченко В.О. Проблеми та перспективи розвитку іхтіологічних досліджень в контексті виконання Водної рамкової директиви / В.О. Демченко // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: матеріали VIII Міжнародної іхтіологічної науково-практичної конференції (Херсон, 17-19 вересня 2015 р). / ред. Ю. В. Пилипенко, В.О. Демченко, В.О. Корнієнко, Н.А. Демченко. – Херсон: Грінь Д.С., 2015. – 232 с.
142. Демченко В.О. Теоретичні та практичні аспекти проблеми використання риб як індикаторів стану гідроекосистем (на прикладі Азовського моря) / В.О. Демченко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2011, №2 (47). С. 26-31.
143. Денисова О.І. Екологічна оцінка сучасного стану поверхневих вод України (методичні аспекти) / О.І. Денисова, А.П. Чернявська, Й.В. Гриб, Г.А. Верніченко // Український географічний журнал. – 1996. - №3. – С. 3-11.
144. Деснянсько-Старогутський Національний природний парк. Офіційний веб-сайт. Режим доступу: <http://nppds.narod.ru/index.html>
145. Дехтярьов П. А. Фізіологія риб : практикум / П. А. Дехтярьов [та ін]. – К. : Вища шк., 2001. – 128 с.
146. Євтушенко М.Ю. До питання щодо створення системи біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення / М. Ю. Євтушенко, М. І. Хижняк, С. В. Дудник // Рибогосподарська наука України. – К., 2011. – № 1. – С. 39–49.
147. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Мінприроди України. КНД 211.1.4.010-94. – К., 1994. – 37 с.
148. Екологічні та водогосподарські проблеми в басейні Прип'яті на Волині та шляхи їх вирішення. // Матеріали науково-практичної конференції “Екологічна та



водного господарства  
природоохоронного факультету

їх оптимізації”. – Київ-Луцьк, 2000. – 105 с.

149. Емельянов И. Г. Таксономическая структура и сложность биотических сообществ / И.Г. Емельянов, И.В. Загороднюк, В.М. Хоменко // Экология и ноосферология. – 1999. – Т. 8, № 4. – С. 6–17.
150. Жолдакова З.И. Проблема единого эколого-гигиенического нормирования химических веществ в окружающей среде / З. И. Жолдакова [и др.] // Гигиена и санит. – 1998. – № 4. – С. 57–60.
151. Жукинский В. Н. Формализованная характеристика ихтиофауны Украины для оценки ее состава и состояния популяции / В. Н. Жукинский, В. Л. Вятчина, А. Я. Щербуха // Гидробиологический журнал. – 1995. – Т. 31, № 4. – С. 17–41.
152. Жукова А. А. Биоиндикация качества природной среды : пособ / А. А. Жукова, С. Э. Мостицкий. – Минск : БГУ, 2014. – 112 с.
153. Закревський Д.В. Про вплив природних чиників на винос солей річками / Д.В. Закревський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. К., 2001.- С.787-794.
154. Залеський І.І. Часові трансформації хімізму річкової води / І.І. Залеський, О.О. Бедункова // Матеріали чотирнадцятої Міжнародної науково-практичної конференції «Ресурси природних вод Карпатського регіону/ Проблеми охорони та раціонального використання»: збірник наукових статей. – Львів, 28029 травня, 2015 р. – Львів:ЛьДЦНП, 2015. – 213 с. – С. 19-22.
155. Захаров В. М. Асимметрия животных (популяционно-феногенетический подход) / В.М. Захаров. - М.: Наука, 1987. 216 с.
156. Захаров В. М. Здоровье среды: концепция / В. М. Захаров. – М. : Центр экологической политики России, 2000. – 30 с.





157. Захаров В. М. Мониторинг здоровья среды на охраняемых природных территориях / В. М. Захаров, А.Т. Чубинишвили. – М., 2001. – 136 с.
158. Здоровье среды: практика оценки. Центр экологической политики России. Центр здоровья среды / В. М. Захаров [и др.]. – М., 2000. – 320 с.
159. Иванова Н.Т. Атлас клеток крови рыб / Н. Т. Иванова. – М. : Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 184 с.
160. Иванова Н. Т. Система крови. Материалы к сравнительной морфологии системы крови человека и животных / Н. Т. Иванова. – Ростов-на-Дону, 1995. – 156 с.
161. Ильинских Н.Н. Использование микроядерного теста в скрининге и мониторинге мутагенов / Н.Н. Ильинских // Цитология и генетика. – 1988. – Т.22, №1. – С. 67-71.
162. Кадастр іхтіофауни Рівненської області : монографія / Ю. Р. Гроховська, Г. П. Воловик, С. В. Кононцев [та ін.] ; за ред. В. С. Мошинського, Ю. Р. Гроховської. – Рівне : ТзОВ «Дока центр», 2012. – 200 с.
163. Казакова Д.Д. Асимметрия парных структур обыкновенного гольяна некоторых водотоков бассейнов рек Печора и Вычегда. Режим доступа: [http://resources.krc.karelia.ru/krc/doc/publ2009/bioresurs/Bioresurs\\_2009\\_244-247](http://resources.krc.karelia.ru/krc/doc/publ2009/bioresurs/Bioresurs_2009_244-247).
164. Каленчук-Порханова А.А. Аппроксимация функций одной и многих переменных / А. А. Каленчук-Порханова // Численные методы для многопроцессорного вычислительного комплекса ЕС. – М. : Изд-во ВВИА им. Н. Е. Жуковского, 1987. – С. 366–395.
165. Кашулин Н.А. Состояние популяций рыб в небольших водоемах лесной зоны Кольского севера в условиях аэротехнологического загрязнения / Н. А. Кашулин // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Кольский НЦ РАН. – Апатиты, 1995. – С. 120–143.



- 166.Клименко М.О. Розвитологія: Підручник. / М.О. Клименко, З.В. Герасимчук, Л.В. Клименко. Херсон: Олді-плюс, 2015. – 286с.
- 167.Клименко М. О. Кругообіг важких металів у водних екосистемах : моногр. / М. О. Клименко, О. О. Бедункова. – Рівне : НУВГП, 2008. – 215 с.
- 168.Клименко М. О. Мікроядерне тестування еритроцитів крові риб малих річок Рівненщини / М. О. Клименко, О. О. Бедункова // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : матеріали XIII Міжнар. іхтіологічної нак.-практ. конф., м. Херсон, 17-19 вересня 2015 р. / ред. Ю. В. Пилипенко [та ін.]. – Херсон : Гринь Д. С., 2015. – С. 79–83.
- 169.Клименко М.О. Мінливість морфометричних параметрів риб як відображення локальних варіацій екологічних умов малої річки / М.О. Клименко, О.О. Бедункова // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: Мат. IX Міжнар. іхтіологічної наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», 14–16 вересня 2016 року, м. Одеса. – С. 113–116.
- 170.Клименко М.О. Поняття «здоров'я гідроекосистем» в розрізі світової концепції «критичних навантажень» / М.О. Клименко, О.О. Бедункова // Наукова термінологія нового століття: теоретичні і прикладні виміри: зб. наук. праць / [відп. ред. Л. Д. Малевич]. – Рівне : НУВГП, 2016. – С. 218–222.
- 171.Клименко М.О. Технології «*in situ*» як засіб регіонального екологічного контролю водного середовища / М.О. Клименко, О. О. Бедункова // Вода: проблеми та шляхи вирішення : зб. статей наук.-практ. конф. з міжнар. участю, м. Рівне, 6-8 липня 2016 р. – Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка – С. 90–96.
- 172.Клименко М.О. Екологічний стан української частини Єврорегіону „Буг”. Моногр. / М.О. Клименко, Н.М. Вознюк. – Рівне: НУВГП, 2007. – 203с.



- 173.Клименко М.О. Відродження екосистем трансформованих басейнів річок та озер (Рекомендації до розробки ОВНС) : моногр. / М. О. Клименко [та ін.] ; за ред. д. б. н., професора Й. В. Гриба. – Рівне : НУВГП, 2012. – 246 с.
- 174.Клименко М. О. Накопичення важких металів гідрофітами / М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська, О. О. Бедункова // Вісник НУВГП : зб. наук. праць. – Рівне, 2006. – Вип. 1 (33). – С. 159–164.
- 175.Клименко М.О. Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу риб / М.О. Клименко, Ю.В. Пилипенко, О.О. Бедункова // Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. – 2016. 24(1). С. 61-71.
- 176.Клименко М.О. Формування навичок з оцінки цитогенетичного гомеостазу іхтіопопуляцій / М.О. Клименко, А.М. Прищепа, О.О. Бедункова // Науково-методичне забезпечення навчальної і практичної підготовки фахівців з охорони, відтворення та раціонального використання гідро біоресурсів для рибного господарства України: збірник матеріалів науково-методичного семінару. – Херсон: Гринь Д.С., 2015. – 128 с. – С. 38-43.
- 177.Клименко Н.А.Пространственно-временные изменения микрокомпонентного состава вод малой реки / Н.А. Клименко, И.И. Залесский, О.А. Бедункова, А.Н. Клименко, С.Н. Глаз // Агроекологічний журнал №3, 2015. С. 39-45.
- 178.Клименко Н.А. Экологические нормативы качества воды рек Ровенской области: методология, результаты / Н.А. Клименко, В.Й. Мельник // Вестник Ровенского государственного технического университета: Сб. науч. тр.- Ровно, – 2000. – Вып. 4 (6) – С. 30-36.
- 179.Клименко О.М. Методологія покращення екологічного стану річок Західного Полісся (на прикладі р. Горинь) [Текст]: монографія / О. Клименко, І. Статник; Нац. ун-т



180. Коплан-Дикс В. А. Оценка качества поверхностных вод / В. А. Коплан-Дикс // Комплексная оценка экологических систем. – С.-Пб., 1998. – С. 53–63.
181. Ковальчук Л.А. Вероятностно-статистическое оценивание качества поверхностных вод по категориям / Л.А. Ковальчук, Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий // Научн. труды УкрНИГМИ. – 2008. - Вып. 257. - С. 162-175.
182. Козиненко И. И. Гуморальные факторы неспецифической защиты рыб / И. И. Козиненко, Н. М. Исаева, И.А. Балахнин // Вопросы ихтиологии. – 1999. – Т. 39, № 3. – С. 394–400.
183. Козловская В. И. Устойчивость водных животных к фосфорорганическим пестицидам и ее механизмы / В. И. Козловская // Проблемы водной токсикологии, биотестирования и управления качеством воды. – Л., 1986. – С. 46–63.
184. Кокуричева М. П. О токсическом действии загрязнения водоемов на рыб / М. П. Кокуричева // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. – 1979. – № 144. – С. 147–156.
185. Колесник И. А. Состояние химического загрязнения рек Украины и его динамика во второй половине XX столетия / И. А. Колесник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 1 – С.72–77.
186. Коненко А. Д. Гидрохимическая типизация водосборов рек Украинской ССР / А.Д. Коненко, Н. М. Кузьменко // Гидробиол. журн. - 1972. - Т.VIII. – №1. - С. 5 -16.
187. Конопля Н.Ф. Эритроциты как иммуномодуляторы при токсических поражениях печени. Автореф. дисс. канд. биол. наук, Курск, 1995. – 22 с.
188. Коротун І.М. Географія Рівненської області / І.М. Коротун, Л. К. Коротун. – Рівне: „Принт Хауз”, 1996. – 274 с.



189. Костылева Л. А. Оценка гомеостаза развития рыб нижнего Дона по показателю флуктуирующей асимметрии / Л.А. Костылева, Т. Ю. Пескова // Естественные науки. – 2011. – № 3 (36). – С. 44–50.
190. Кравчинский Р.Л. О гидроэкологическом районировании бассейна р. Ингулец / Р.Л. Кравчинский, В.К. Хильчевский // Гидрология, гидрохимия и гидроэкология. - 2011. - Т.1(22) - С. 43-51.
191. Крайнюков О.Н. Исследование зависимости между обобщенным показателем уровня загрязненности воды и ее токсическими свойствами / О.Н. Крайнюков // Сборник научных статей III-го Всеукраинского съезда экологов с международным участием «Экология/Ecology» 6 – 9 сентября 2011 г. - Винница: ВНТУ, 2011. - Том.1. - С. 207 - 209.
192. Красовский Г.Н. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов / Г. Н. Красовский, Н. А. Егорова // Гигиена и санитария. – 2000. – № 6. – С. 14-16.
193. Крылова А. В. Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды / А. В. Крылова, А. А. Боброва. – М. : Т-во научн. изд. КМК, 2007. – 372 с.
194. Крысанов Е.Ю. Анеуплодия и хромосомный мозаицизм у рыб (на примере представителей семейств *Cyprinodontidae* и *Synbranchidae*) : автореф. ... канд. биол. наук / Е. Ю. Крысанов. – Москва : Ин-т эволюционной морфологии и экологии животных им. А.М. Северцова, 1987 – 20 с.
195. Крюков В.И. Частота микроядер в клетках крови рыб пресных водоёмов полуострова Таймыр / В. И. Крюков, П. В. Кочкарев // Образование, наука и производство. – 2013. – Т.1, № 1. – С. 35-37.
196. Кузина Т.В. Изменения структуры ядра эритроцитов периферической крови промысловых рыб Волго-Каспийского канала. / Т.В. Кузина // Вестник



Московского государственного областного университета. Серия «Естественные науки». – М. : Изд-во МГОУ, 2011 - № 2. – С. 50-57.

197. Кузьменко М.И., Брагинский Л.П., Ковальчук Т.В., Романенко А.В. Гидроэкологический русско-украинско-английский словарь-справочник / Под ред. акад. В.Д. Романенко. – К.: “Дэмиур”, 1999. – 262 с.
198. Курбанова И.К. Влияние нефтяного загрязнения водной среды на морфофункциональные показатели кутума и бычка-кругляка: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Изабела Курбанмагомедовна Курбанова. – Махачкала, 2002. – 177 с.
199. Лайус Д.Л. Анализ флуктуирующей асимметрии как метод популяционных исследований беломорской сельди / Д. Л. Лайус // Труды Зоол. ин-та АН СССР. – Л., 1991. – Т. 235. – С. 121–128.
200. Лайус Д.Л. Флуктуирующая асимметрия и случайная фенотипическая изменчивость в популяционных исследованиях: история, достижения, проблемы, перспективы / Д. Л. Лайус, Д. Х. Грэм, М. В. Католикова, А.О. Юрцева // Вестник Санкт-Петербургского университета. – 2009. – Сер. 3, Вып. 3. – С. 98-110.
201. Лапач С.Н. Статистические методы в медико-биологических исследованиях с использованием Excel / С. Н. Лапач, А. В. Чубенко, П. Н. Бабич – 2 изд. перераб. и доп. – К. : Морион, 2001. – 408 с.
202. Лебедева Н.В. Биологическое разнообразие / Н. В. Лебедева, Н. Н. Дроздов, Д. А. Кривоуцкий. – М. : Владос, 2004. – 432 с.
203. Левич А.П. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга / А. П. Левич, Н. Г. Булгаков, В. Н. Максимов. – М. : НИА – Природа, 2004. – 271 с.



204. Левич А.П. Лабораторные методы определения ПДК следует дополнить методами установления экологически допустимых нормативов вредных воздействий по данным экологического мониторинга / А. П. Левич, Е. А. Забурдаева, Н. Г. Булгаков и др. // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», конференции по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы оценки антропогенных нагрузок» и школы-семинара «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки», 11-16 ноября 2008 г. – Борок, 2008. – Ч. 1. – С. 92-106.
205. Левич А.П. Методика применения детерминационного анализа данных мониторинга для целей экологического контроля природной среды / А. П. Левич, В. Н. Максимов, Н. Г. Булгаков // Успехи соврем. биол. – 2001. – Т.121, №2. – С. 131-139.
206. Ліхо О.А. Врахування впливу осушувальних меліорацій в методиці оцінки екологічного стану басейнів малих річок / О. А. Ліхо, І. А. Бондарчук // Вісник. НУВГП : збірник наукових праць. – Рівне : НУВГП, 2012. – Вип. 4(60). – С. 83 – 89.
207. Лозанский В.Р. Проблема комплексных оценок качества поверхностных вод и пути их решения / В. Р. Лозанский // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л., 1994. – С. 6-14.
208. Лугаськова Н.В. Видовая специфика цитогенетической стабильности рыб в условиях эвтрофного водоема / Н. В. Лугаськова. – М. : Экология. – 2003. – № 3. – С. 235–240.
209. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология / В. И. Лукьяненко – М. : Пищевая промышленность, 1983. – 320 с.



210. Льюис С.М. Практическая и лабораторная гематология / С. М. Льюис, Б. Бэйн, И. Бэйтс. – М. : ГЭОТАР-Медиа, 2009. – 672 с.
- 211.Макрушин А. В. Биоиндикация загрязнений внутренних водоемов // Биологические методы оценки природной среды / А. В. Макрушин. – М., 1978. – С. 127-137.
- 212.Майстренко В. Н. Экологический мониторинг суперэкоотоксикантов / В. Н. Майстренко, Р. З. Хамитов, Г. К. Будников. – М. : Химия, 1996. – 320 с.
- 213.Мельник В.Й. Екологічна оцінка сучасного стану якості річкових вод Рівненської області / В. Й. Мельник // Український географічний журнал. – 2000. – № 4. – С. 44-52.
- 214.Мельник В.Й. До методики визначення екологічних нормативів якості річкових вод (на прикладі рік Рівненської області) / В. Й. Мельник // Український географічний журнал. – 2001. – № 1. – С. 37-45.
- 215.Мельник В.Й. Порівняльна характеристика якості води річок Рівненської області за інтегральними показниками / В. Й. Мельник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : наук. зб. – К., 2001. – Т.2. – С. 471 – 474.
- 216.Мережко А.И. Проблемы малых рек и основные направления их исследования / А.И. Мережко // Гидробиологический журнал. 1998. Т. 34, №6. – С. 66-71.
- 217.Метелев В. В. Водная токсикология / В. В. Метелев, А. И. Канаев, Н. Г. Дзасохова. – М. : Колос, 1971. – 247 с.
- 218.Методы биоиндикации и биотестирования природных вод / под ред. В. А. Брызгалю, Т. А. Хоружей. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – Вып. 2. – 276 с.
- 219.Микряков В.Р. Реакция иммунной системы рыб на загрязнение воды токсикантами и закисление среды / В. Р. Микряков, Л. В. Балабанова, Е. А. Заботкина и др. – Москва : Наука, 2001. – 126 с.
- 220.Микряков В.Р. Функционирование иммунной системы рыб под воздействием биотических и абиотических





- факторов / В. Р. Микряков, Л. В. Балабанова, Н.И. Силкина и др. – Борок : ИБВВ АН СССР, 1991. – 93 с.
221. Микряков В.Р. Динамика баск в различные периоды годового цикла рыб / В. Р. Микряков, Н. И. Силкина, Д. В. Микряков, Н. В. Елизарова // Проблемы патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов : расширенные материалы IV Международной конференции, 24-27 сентября 2015 г., г. Борок / РАН Федер. Агенство науч. Орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И.Д. Панина РАН; [под ред. В. Р. Микрякова, Е. А. Криксунова, Д. В. Микрякова]; отв. за вып. Д. С. Павлов. – Борок, 2015. – С. 190-198.
222. Микряков Д.В. Влияние некоторых экологических факторов на содержание антигенреагирующих лимфоцитов в организме карпа *Cyprinus carpio* / Д.В. Микряков, В. Р. Микряков, В. Н. Степанова // Проблемы патологии, иммунологии и охраны здоровья рыб и других гидробионтов : расширенные материалы IV Международной конференции, 24 – 27 сентября 2015 г., Борок / РАН, Федер. агентство науч. орг. России, ФГБУН Ин-т биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН ; [под ред. В. Р. Микрякова, Е. А. Криксунова, Д.В. Микрякова]; отв. за вып. Д. С. Павлов [и др.]. – Ярославль : Филигрань, 2015. – С. 202 – 209.
223. Миловидова Н.Ю. Материалы по экологии брюхоногого моллюска *Tritia reticulata* / Н.Ю. Миловидова // Биология моря. – 1979. – Вып. 50. – с. 89–93.
224. Мисейко Г.Н., Безматерных Д.Н., Тушкова Г.И. Биологический анализ качества пресных вод / Под ред. Г.Н. Мисейко. Барнаул: Изд-во АГУ, – 2001. – 201 с.
225. Михайлова Л.В. К вопросу о региональном нормировании и регулировании антропогенной нагрузки на водоемы / Л.В. Михайлова // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова «Антропогенное влияние на водные



- организмы и экосистемы», конференции по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы оценки антропогенных нагрузок» и школы-семинара «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки», 11-16 ноября 2008 г., Борок. – Борок, 2008. – Ч. 1. – С. 112-125.
226. Михеев П. Б. Об изменчивости числа жушек стерляди *Acipenser ruthenus* в ареале и аквакультуре / П. Б. Михеев, Н. Г. Петренко, С. П. Огородов, О. И. Михеева // Рыбоводство и рыбное хозяйство. – 2014. – № 10. – С. 25-31.
227. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: фундаментальные и прикладные аспекты / Т. И. Моисеенко. – М. : Наука, 2009. – 399 с.
228. Моисеенко Т.И. Гематологические показатели рыб в оценке их токсикозов ( на примере сига (*Coregonus lavaretus*) / Т. И. Моисеенко // Вопросы ихтиологии. – 1998. – Т. 38, вып. 3. – С. 371-380.
229. Моисеенко Т.И. Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод / Т. И. Моисеенко // Экология. – 2008. – № 6. – С. 411-419.
230. Моисеенко Т.И. Экотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера / Т. И. Моисеенко // Экология. – 1998. – № 6. – С. 452-461.
231. Моисеенко. Т.И. Устойчивость водных экосистем и их изменчивость в условиях токсичного загрязнения / Т.И. Моисеенко // Экология, 2011. №6., С. 441-448.
232. Моисеенко Т.И. Модификации водных экосистем в период и после снижения антропогенной нагрузки / Т.И. Моисеенко, А.Н. Шаров // Доклады РАН. 2011. Т. 441, № 3. С. 419-422.
233. Нагдалиев Ф.Ф. Изменения транспорта ионов и его гормональная регуляция в эритроцитах рыб при стрессе /



- Ф. Ф. Нагдалиев, С. В. Котелевцев // Вопросы ихтиологии. – 1966. – Т. 36, № 1. – С. 109-114.
234. Нагдалиев Ф.Ф. Влияние ксенобиотиков на транспорт ионов и его адренергическую регуляцию в мембранах эритроцитов леща *Abramis brama* и карпа *Cyprinus carpio* / Ф. Ф. Нагдалиев, С. В. Котелевцев, В. Н. Козловская, А. В. Герман // Вопросы ихтиологии. – 1995. – Т. 35, № 3. – С. 394-401.
235. Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води. Затверджена Постановою Верховної Ради України від 27 лютого 1997 року. – Київ, 1998. – 79 с.
236. Никаноров А.М. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / А. М. Никаноров, А. В. Жулидов. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1991. – 312 с.
237. Никаноров А. М. Роль речного притока растворенных химических веществ в антропогенной трансформации состояния водной среды устьевой области р. Волга / А. М. Никаноров, В. А. Брызгалов, Л. С. Косменко и др. // Вода: химия и экология. – 2010. – № 7. – С. 6-12.
238. Никаноров А.М. Гидрохимия : учеб. для вузов по спец. «Гидрология суши» / А. М. Никаноров. – СПб. : Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
239. Никаноров А. М. Научные основы мониторинга качества вод / А. М. Никаноров. – СПб. : Гидрометеиздат, 2005. – 576 с.
240. Никольский Г. В. Частная ихтиология / Г. В. Никольский. – М. : Высш. школа, 1971. – 472 с.
241. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М.: Главрыбвод Минрыбхоза СССР, 1990. – 96 с.



242. Оксуюк О.П. Структурно-функциональная организация экосистем водотоков и экологическая основа управления качеством воды в них / О.П. Оксуюк // Развитие гидробиологических исследований в Украине. К.Ж Наукова думка, – 1993. – С. 9-26.
243. Олексив И.Т. Показатели качества природных вод с экологических позиций / И. Т. Олексив. – Львов : Свит, 1992. – 232 с.
244. Организация и осуществление наблюдений за загрязнением поверхностных вод: КНД 211.1.1.106-2003 (Нормативные директивные правовые документы в системе Минприроды) Оф. изд. Киев, 2003. - 70 с.
245. Петренко Н.Г. Об изменчивости числа жучек стерляди *Acipenser ruthenus* в ареале и аквакультуре / Н.Г. Петренко, П. Б. Михеев, С. П. Огородов, О. И. Михеева // Рыбоводство и рыбное хозяйство. – 2014. – № 10. – С. 25-31.
246. Павловська Т.С. Річкова система Горині: структура, функціонування, управління : автореферат дисертації ... кандидата географічних наук : 11.00.04 «геоморфологія і палеогеографія» / Т. С. Павловська. – Львів : Львівський національний університет імені Івана Франка, 2006. – 22 с.
247. Павловська Т.С. Деякі результати еколого-геоморфологічного аналізу басейну Горині / Т.С. Павловська // Природа Західного Полісся та прилеглих територій : зб. наук. пр. / відп. ред. Ф.В. Зузук. – Луцьк : РВВ “Вежа” Волин. держ. ун-ту ім. Лесі Українки, 2004. – С. 52 – 59.
248. Пат. 109166 Україна, ПМК (2016.01) Спосіб експрес-оцінки стану гідроекосистем за MN-тестом периферійної крові риб / Клименко М.О., Пилипенко Ю.В., Бедункова О.О. - №201602596; заявл. 16.03.2016; опублік. 10.08.2016, Бюл. №15.
249. Петрова А.В. Опыт использования показателей флуктуирующей асимметрии в ихтиомониторинге малых



рек Сибири / А.В. Петрова // Молодёжь и наука: Сборник материалов VIII Всероссийской научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых учёных, посвященной. – 2012. С.31-41. Электронный ресурс Режим доступа: <http://conf.sfu-kras.ru/sites/mn2012/section31.html>

- 250.Пилипенко Ю.В. Теоретичні основи формування і функціонування гідроекосистем малих водосховищ різного цільового призначення степової зони України в умовах антропогенного навантаження. Автореф. ... доктора с.-г.н., спец. 03.00.16 – екологія. Київ: Інститут агроекології УААН, 2007. – 44 с.
- 251.Пилипенко Ю.В. Структурно-функциональный реакции отдельных видов рыб на изменения экологических параметров речной гидросистемы / Ю. В. Пилипенко, Н. А. Клименко, О. А. Бедункова // Академику Л. С. Бергу – 140 лет : сборник научных статей; подгот. : Илья Тромбицкий; ред. Сонет : И. К. Тодераш [и др.]. – Бендеры : Есо-TIRAS, 2016. – С. 465-468.
- 252.Плавинский С.Л. Биостатистика. Планирование, обработка и представление результатов биомедицинских исследований при помощи системы SAS / С.Л. Плавинский. – Санкт-Петербург, 2005. – 560 с.
- 253.Подлипский И.И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях / И. И. Подлипский // Инженерные изыскания. – 2014. – №1. – С. 54-63.
- 254.Подопригора В.Н. Вплив стрес-факторів на ріст та виживаність молоді риб : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.10 “ Іхтіологія” / В.Н. Новосад. – Київ, 2010. – 22 с.
- 255.Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб / И. Ф. Правдин. – М. : Пищевая промышленность, 1966. – 374 с.
- 256.Полищук В.В. Методика изучения качества поверхностных вод в различных природных зонах Украины // Комплексные географические исследования проблем рационального природопользования / В.В. Полищук,



- Н. А. Гавришова, И. Г. Гарасевич. – Киев : Наук. думка, 1984. – С. 102-119.
257. Пустовойт С. П. Анализ взаимосвязи гетерозиготности и величины флуктуирующей асимметрии горбуши (*Oncorhynchus Gorbucha*) / С. П. Пустовойт // Вестник ВОГиС. – 2010. – Том 14, № 3. – С. 530-536.
258. Розенберг В.Г. Теория биоиндикации / В.Г. Розенберг. – М.: Высш. шк., 1994. – 141 с.
259. Романенко В. Д. Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксик [и др.] - К.: СИМВОЛ-Т, 1998. - 28 с.
260. Романенко В.Д. Основи гідроекології / В.Д. Романенко – Київ: Обереги, 2001. – 728 с.
261. Романенко В.Д. Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В.Д. Романенко, С.А. Ляшенко, Е.Е. Афанасьев, А.В. Зорина-Сахарова // Гидробиол. журн. – 2010. –Т. 46, №2. С. 3-24.
262. Романов Н.С. Флуктуирующая асимметрия лососей заводского и естественного воспроизводства / Н.С. Романов // Биология моря. 1995. Т. 21, №3. С. 328–335.
263. Руденко Р.В., Хільчевський В.К. Про зміну хімічного складу води річки Інгулець / Р.В. Руденко, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2005. № 8. С. 47- 61.
264. Руднева-Титова И.И. Эколого-физиологические особенности активности некоторых антиоксидантных ферментов и содержания антиоксидантов в тканях хрящевых и костистых рыб моря / И.И. Руднева-Титова // Журн. эволюц. биохимии и физиологии. 1997. – Т. 33. – №1. – с. 29-37.
265. Руководство по изучению рыб / под ред. П.А. Дрягина, В.В. Покровского. М.: Пищевая пром-сть. -1966. - 376 с.



266. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод / В. П. Семенченко. – Минск : Изд-во «Орех», 2004. – 125 с.
267. Серпунин Г.Г. Оптимизация методов биомониторинга водоемов / Г. Г. Серпунин // Проблемы активизации научно-технической деятельности в анклавном регионе России : тез. докл. – Калининград : КГТУ, 1996. – С. 59.
268. Серпунин Г. Г. Физиология рыб. Методические указания к лабораторным работам по разделу «Физиология крови рыб» для студентов вузов по специальности 1013 Иктиология и рыбоводство / Г.Г. Серпунин, В.А. Аминева. – Калининград, 1986. – 36 с.
269. Ситник Ю.М. Гидроэкология озерных экосистем Украины. Шацкие озера. Экологическая токсикология: озеро Черное Большое (обзор). Ч.2 / Ю. М. Ситник, Н. М. Осадча, П. Г. Шевченко [и др.] // Вестн. Житомир. Гос. ун-та им. И. Франка. – 2007. – Вып. 35. – С. 232 - 235.
270. Смагин А.И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале : автореф. дис. ... докт. биол. наук / А. И. Смагин. – Пермь, 2008. – 52 с.
271. Смагин А. И. Цитогенетическое исследование рыб из водоема-хранилища отходов ПО «МАЯК»/ А. И. Смагин, Н. В. Лугаськова, Т. Б. Меньших // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург, 2005. – Вып. 7. – С. 97 - 118.
272. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2001. – 264 с.
273. Сондак В.В. До питання реабілітації умов відтворення аборигенної іхтіофауни та формування стійкості водного середовища у трансформованій річковій мережі Західного Полісся України / В. В. Сондак // Рибогосподарська наука України. – 2009. – 3(9). – С. 54-60.
274. Сондак В.В. Збереження видового різноманіття, природних умов відтворення та охорона рибних ресурсів у річковій мережі Західного Полісся України / В.В. Сондак //



Рибогосподарська наука України. – 2010. – №2. – С. 99-110.

275. Сондак В.В. Іхтіофауна природних водойм Стир-Горинського рибовідтворювального комплексу (стан та умови відтворення) : автореферат дисертації ... доктора біологічних наук : спец. 03.00.10 «іхтіологія» / В.В. Сондак. – Київ : Інститут рибного господарства НААНУ. – 2010. – 47 с.
276. Статник І.І. Визначення рівня антропогенного навантаження на басейн річки Горинь / І.І. Статник // Вісник Рівненського державного технічного університету. – Рівне : РДТУ, 1999. – Вип. 2 (1). – С. 88-92.
277. Степанова В.М. Морфологическая структура периферической крови мозамбикской тилляпии (*Oreochromis mossambicus*, Peters) при адаптации к хроническому действию токсических веществ / В. М. Степанова, Г. М. Чуйко, Д. Ф. Павлов // Тез. докл. VIII Всес. конф. по эколог. физиол. и биох рыб. – Петрозаводск, 1992. – С. 114-115.
278. Степанова В.М. Влияние экологических факторов различной природы на клеточное звено иммунной системы рыб : диссертация ... кандидата биологических наук : 03.00.16 / В.М. Степанова. – Борок, 2003. – 126 с.
279. Терехова И. А. Анализ биоиндикационного потенциала разных групп водной биоты / И. А. Терехова // Материалы III Всероссийской конференции по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова «Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы», конференции по гидроэкологии «Критерии оценки качества вод и методы оценки антропогенных нагрузок» и школы-семинара «Современные методы исследования и оценки качества вод, состояния водных организмов и экосистем в условиях антропогенной нагрузки», 11-16 ноября 2008 г., Борок. – Борок, 2008. – Ч.1. – С. 136-147.





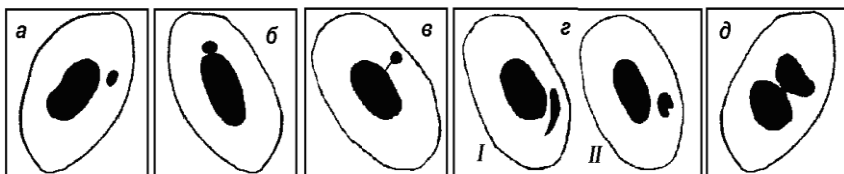
280. Туманов М. Д. Оценка экологической ситуации в бассейне р. Усы (притока Печоры I порядка) после аварии нефтепровода по данным анализа флуктуирующей асимметрии / М.Д. Туманов, Ю.П. Шубин // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера: Тез. докл. II Междунар. конф. Петрозаводск. – 1999. – С. 64-65.
281. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы / Р. Уиттекер. – М. : Прогрес. – 1980. – 327 с.
282. Федоров Е.Ф. Экологическая оценка антропогенного влияния на ихтиофауну реки Ишим юга Тюменской области Автореф. ... канд. биол. наук. 03.02.08 – экологія. Омск, 2011. 24 с.
283. Федорова Е.А. Оценка токсичности стробилуриновых фунгицидов для гидробионтов: автореф. дис. на соискание уч. степени канд. биол. наук: спец. 03.02.08 – "Экологія (біологія)" / Е.А. Федорова. - Ростов-на-Дону – 2012. – 24 с.
284. Филенко О.Ф. Основы водной токсикологии / О.Ф. Филенко, И. В. Михеева. – М. : Колос, 2007. – 144 с.
285. Четвериков С.С. О некоторых моментах эволюционного процесса с точки зрения современной генетики / С.С. Четвериков // Классики советской генетики. Л.: Наука, 1968. - С. 133-170.
286. Шевченко П. Г. Встановлення видів риб-біоіндикаторів та оцінка загального стану водного середовища озер шацького національного природного парку за іхтіологічними показниками / П. Г. Шевченко // Таврійський науковий вісник. Збірник наукових праць ХДАУ. – Херсон: Айлант, 2010. – Вип. 68. – С. 116–122.
287. Шерман І.М. Іхтіологічний російсько-український тлумачний словник / І. М. Шерман, Ю. В. Пилипенко. – К. : ВД "Альтернативи", 1999. – 272 с.
288. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К. Шитиков,



- Г.С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
289. Шитиков В.К. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели / В. К. Шитиков, Т.Д. Зинченко, Г. С. Розенберг. – Тольятти : Кассандра, 2011. – 255 с.
290. Шлычков А.П. Использование коэффициента стока загрязняющих веществ для оценки состояния рек / А. П. Шлычков, Г. Н. Жданова, О. Г. Яковлева // Мониторинг. – 1996. – №2. – С. 23-27.
291. Щербуха А.Я. Іхтіофауна України у ретроспективі та сучасні проблеми збереження її різноманіття / А.Я. Щербуха // Вісник зоології. – 2004. – 38(3). – С. 3-18.
292. Эколого-гематологические характеристики некоторых видов рыб. Справочник / Л.Д. Житенева, О.А. Рудницкая, Т.И. Калюжная. – Ростов-на-Дону: Изд-во «Молот», 1997. – 152с.
293. Юрцева А.О. Изменчивость остеологических признаков молоди атлантического лосося (*Salmo salar* L.) северо-запада России: уровень флуктуирующей асимметрии и средние значения признаков / А. О. Юрцева, Д. Л. Лайус, В. С. Артамонова и др. // Вестн. С.-Петерб. ун-та. – 2008. – Сер. 3, Вып. 3. – С. 29–40.
294. Яблоков А.В. Введение в фенетику популяций. Новый подход к изучению природных популяций : учеб. пособие для студ. вузов / А. В. Яблоков, Н. И. Ларина. – М. : Высш. шк., 1985. – 159 с.
295. Янкова Н.В. Эколого-морфологические особенности диплоидно-триплоидных комплексов серебряного карася (*Carassius auratus gibelio*) на примере озер междуречья Тобол-Тавда : автореф. дис. ... канд. биол. наук / Н. В. Янкова. – Тюмень, 2006. – 23 с.
296. Яцик А.В. Малі річки України: Довідник. За ред. А. В. Яцика. – К.: Урожай, 1991. – 296 с.



*Можливі варіанти мікроядер та ядерного матеріалу в еритроцитах периферійної крові риб [161]:*



а) мікроядра “стандартного” виду;

б) “прикріплені”;

в) “з’єднані з ядром ниткою хроматину”;

г-I) несформований ядерний матеріал у вигляді паличок;

г-II) несформований ядерний матеріал у вигляді клубків;

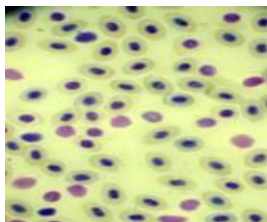
д) округлі утворення ядерного матеріалу достатньо великих розмірів.



*Вигляд фарбованих мазків крові риб при мікроскопіюванні*



Готовий мазок крові  
риб при малому  
збільшенні  
мікроскопа



Готовий мазок крові риб  
при великому  
збільшенні мікроскопа з  
імерсією



Мікроядро  
стандартного  
вигляду в  
еритроциті крові  
плітки

ДОДАТОК Б  
Таблиця Б.1

Величини парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Случ (створ №1)

Ознаки Зна- чення*	верховодка (n=27 екз.)			плітка (n=29 екз.)			краснопірка. (n = 31 екз.)			окунь річковий (n=26 екз.)			карась сріблястий (n=22 екз.)			лящ (n=23 екз.)		
	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
P	M	10,8	10,8	9	17,7	17,7	16	10,7	10,8	14	13,7	13,7	12	12,9	12,9	2	16,6	16,7
	±m	0,51	0,39		0,54	0,47		0,45	0,40		0,47	0,56		0,35	0,35		0,49	0,49
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,05	0,05
V	M	7,7	7,7	10	8,7	8,7	18	13,8	13,6	11	10,7	10,8	14	11,8	11,9	2	8,7	8,6
	±m	0,56	0,45		0,47	0,47		0,43	0,49		0,47	0,43		0,39	0,29		0,47	0,49
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	-		0,05	0,05
sp.br.	M	45,4	45,4	22	11,4	11,0	19	45,3	45,1	15	51,3	51,3	11	52,7	52,7	3	24,3	24,3
	±m	0,51	0,51		0,77	0,85		0,82	0,85		0,84	0,84		0,55	0,57		0,88	0,68
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05
f.br.	M	9,6	9,7	19	2,7	2,6	14	9,8	9,7	12	11,8	11,8	9	13,0	12,9	2	2,6	2,7
	±m	0,51	0,49		0,41	0,69		0,48	0,54		0,37	0,40		0,0	0,29		0,50	0,47
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05
jj	M	45,8	45,7	12	41,7	41,7	12	43,7	43,7	8	67,7	67,8	11	41,0	40,8	4	52,8	52,6
	±m	0,39	0,45		0,41	0,41		0,45	0,46		0,45	0,43		0,00	0,39		0,42	0,50
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,01		0,05	0,05
jj <sub>сх</sub>	M	18,7	18,6	9	41,5	41,4	14	40,9	40,8	9	61,9	61,8	4	39,0	38,9	2	52,8	52,8
	±m	0,45	0,49		0,57	0,63		0,30	0,40		0,19	0,37		0,00	0,29		0,42	0,42
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,05		-	0,01		-	-		0,01	0,01
squ <sub>1</sub>	M	10,9	10,8	7	6,9	6,8	9	9,9	9,8	3	7,9	7,9	3	9,0	9,0	0	8,8	8,9
	±m	0,27	0,36		0,35	0,38		0,34	0,37		0,19	0,33		0,00	0,00		0,39	0,34
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		-	-		-	-		0,01	-
squ <sub>2</sub>	M	3,9	3,8	4	3,8	3,9	5	3,9	3,9	0	5,0	4,9	2	5,0	5,0	0	3,9	3,9
	±m	0,19	0,32		0,31	0,26		0,30	0,30		0,00	0,27		0,00	0,00		0,29	0,21
	P≤	0,05	0,05		-	-		-	-		-	-		-	-		-	-
squ.pl	M	11,9	11,9	0	10,9	10,9	4	11,9	11,9	0	11,9	11,9	3	12,0	12,0	0	13,0	12,9
	±m	0,36	0,36		0,26	0,26		0,30	0,30		0,19	0,27		0,00	0,00		0,00	0,29
	P≤	0,05	0,05		-	-		-	-		-	-		-	-		-	-

\*Примітка: тут і далі R – величина ознак з правої сторони тіла риби; L – величина ознак з лівої сторони тіла риби; A – кількість асиметричних проявів ознаки у вибірці; M – середня величина ознаки для виборки, см; ±m – середньоквадратичне відхилення; P≤ - рівень помилки за критерієм Стюдента.

продовження додатка Б

Таблиця Б.2

Величини парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Случ (створ №2)

Ознаки	Значення*	верховодка (n=23 екз.)			плітка (n=24 екз.)			краснопірка. (n = 23 екз.)			окунь річковий (n=21 екз.)			карась сріблястий (n=25 екз.)			лящ (n=27 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,9	10,9	7	17,7	17,7	15	10,8	10,8	10	13,8	13,7	12	12,8	12,8	5	16,9	16,8	10
	±m	0,32	0,36		0,48	0,46		0,42	0,42		0,44	0,48		0,41	0,37		0,36	0,42	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,9	7,8	8	8,6	8,5	12	13,7	13,7	8	10,8	10,6	13	11,8	11,8	3	8,7	8,7	12
	±m	0,34	0,42		0,58	0,59		0,47	0,47		0,4	0,51		0,41	0,44		0,48	0,48	
	P≤	-	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	45,7	45,5	15	11,2	11,3	17	45,3	45,6	13	51,4	51,3	15	52,6	52,5	7	24,4	24,3	17
	±m	0,48	0,58		0,78	0,77		0,83	0,72		0,98	0,78		0,64	0,71		0,75	0,81	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,6	9,5	13	2,7	2,6	13	9,8	9,7	9	11,9	11,9	5	13,0	12,9	2	2,6	2,6	12
	±m	0,50	0,51		0,48	0,50		0,39	0,47		0,3	0,36		0,00	0,28		0,49	0,58	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		-	-		-	-		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,8	45,7	9	42,8	42,7	11	44,9	44,8	6	68,8	68,8	9	40,8	40,8	2	53,7	53,7	16
	±m	0,42	0,45		0,38	0,46		0,29	0,39		0,40	0,44		0,44	0,44		0,47	0,47	
	P≤	0,01	0,05		0,01	0,05		-	0,01		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	16,7	16,8	10	41,8	41,6	12	44,0	43,8	4	60,8	60,9	6	38,8	38,8	2	53,8	53,8	12
	±m	0,45	0,42		0,42	0,50		0,00	0,39		0,40	0,30		0,37	0,37		0,42	0,42	
	P≤	0,05	0,01		0,01	0,05		-	0,01		0,01	-		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,9	10,8	3	6,8	6,8	8	9,9	9,9	0	7,9	7,9	6	8,9	8,9	0	8,9	8,8	6
	±m	0,36	0,40		0,38	0,44		0,39	0,34		0,36	0,36		0,2	0,2		0,36	0,42	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		-	-		-	-		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,9	3,8	2	3,8	3,7	5	3,9	3,9	0	5,0	4,9	2	4,9	4,9	0	3,8	3,8	5
	±m	0,34	0,42		0,44	0,46		0,34	0,34		0,00	0,30		0,2	0,2		0,39	0,42	
	P≤	-	0,0		0,05	0,05		-	-		-	-		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,8	4	10,8	10,8	4	12,9	12,9	0	11,9	11,9	0	11,9	11,9	0	12,9	12,7	5
	±m	0,42	0,42		0,44	0,42		0,34	0,34		0,30	0,30		0,2	0,2		0,36	0,45	
	P≤	0,01	0,01		0,05	0,01		-	-		-	-		-	-		0,05	0,05	

продовження додатка Б

Таблиця Б.3

Величини парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Устя (створ №3)

Ознаки	Значення*	верховодка (n= 27екз.)			плітка (n= 24екз.)			краснопірка. (n = 25екз.)			окунь річковий (n= 21екз.)			карась срібlistий (n= 26екз.)			лящ (n= 23екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
P	M	10,6	10,7	15	16,7	16,5	11	10,5	10,6	8	13,8	13,7	10	12,8	12,8	7	16,5	16,6	11
	±m	0,62	0,64		0,57	0,72		0,59	0,5		0,51	0,48		0,37	0,40		0,51	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
V	M	8,2	8,0	11	8,8	8,6	7	13,7	13,6	9	10,6	10,6	7	11,8	11,8	10	8,8	8,7	9
	±m	0,43	0,61		0,44	0,5		0,48	0,49		0,51	0,49		0,40	0,40		0,42	0,45	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,05	
sp.br.	M	45,2	45,3	21	11,4	11,3	14	45,4	45,0	19	51,3	51,2	14	52,1	52,1	7	23,3	23,2	15
	±m	0,82	0,71		0,65	0,64		0,7	0,76		0,66	0,7		0,61	0,59		0,77	0,72	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
f.br.	M	9,7	9,6	13	2,8	2,8	9	9,8	9,6	9	11,8	11,6	8	12,8	12,8	5	2,7	2,7	11
	±m	0,5	0,6		0,42	0,44		0,44	0,49		0,40	0,50		0,37	0,40		0,47	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
jj	M	45,6	45,6	11	41,7	41,7	12	42,8	42,7	12	67,8	67,7	6	40,9	40,9	3	52,8	52,7	9
	±m	0,57	0,49		0,48	0,46		0,5	0,56		0,4	0,46		0,33	0,27		0,39	0,47	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,05		0,01	0,05		-	-		0,05	0,05	
jj <sub>ск</sub>	M	18,7	18,7	5	40,8	40,8	11	37,7	37,8	10	60,7	60,6	8	38,9	38,9	4	52,7	52,7	7
	±m	0,53	0,47		0,44	0,42		0,48	0,44		0,46	0,50		0,19	0,33		0,49	0,45	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,05	0,05	
squ. <sub>1</sub>	M	10,7	10,9	5	6,9	6,9	4	9,8	9,7	8	7,9	7,9	4	8,9	8,9	3	9,0	9,0	0
	±m	0,45	0,36		0,34	0,2		0,44	0,48		0,22	0,36		0,19	0,27		0,0	0,0	
	P≤	0,05	0,05		-	-		0,05	0,05		-	-		-	-		-	-	
squ. <sub>2</sub>	M	3,8	3,7	5	3,9	3,9	3	3,9	3,8	7	4,9	4,9	5	4,8	4,8	2	4,0	4,0	0
	±m	0,4	0,48		0,2	0,3		0,28	0,37		0,30	0,30		0,37	0,37		0,0	0,0	
	P≤	0,05	0,05		-	-		-	0,01		-	-		0,01	0,01		-	-	
sq.pl	M	11,8	11,7	3	9,9	9,8	2			5	11,9	11,9	5	11,8	11,8	0	12,9	12,8	6
	±m	0,40	0,47		0,3	0,4					0,32	0,27		0,37	0,37		0,28	0,38	
	P≤	0,05	0,05		-	0,01					-	-		0,01	0,01		-	0,01	

продовження додатка Б

Таблиця Б.4

Величини асиметрії парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Устя (створ №4)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 27екз.)			плітка (n= 22екз.)			краснопірка (n = 35екз.)			окунь річковий (n= 32екз.)			карась срібlistий (n= 38екз.)			ляц (n= 23екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
P	M	10,9	11,0	12	16,4	16,8	18	10,4	10,5	21	13,5	13,3	21	12,6	12,6	14	16,7	16,7	13
	±m	0,62	0,48		0,53	0,57		0,8	0,66		0,62	0,65		0,5	0,49		0,54	0,45	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05	
V	M	8,4	8,4	13	8,9	8,6	14	13,5	13,5	18	10,8	10,9	19	11,7	11,6	15	8,6	8,7	11
	±m	0,75	0,69		0,51	0,47		0,74	0,66		0,91	0,91		0,49	0,46		0,59	0,56	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	-		0,05	0,01	
sp.br.	M	45,4	45,2	21	11,4	11,1	26	45,3	45,5	23	52,2	52,3	22	52,2	52,1	16	24,3	24,2	16
	±m	0,75	0,89		0,91	0,67		0,77	0,66		0,83	0,96		0,79	0,76		0,82	0,67	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
f.br.	M	13,9	14,0	3	2,4	2,5	16	9,7	9,7	5	11,8	11,8	4	12,7	12,7	8	12,9	12,8	7
	±m	0,27	0,0		0,53	0,58		0,46	0,47		0,42	0,42		0,45	0,45		0,34	0,39	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		-	0,01	
jj	M	46,8	46,7	17	41,7	41,6	15	45,7	45,7	17	41,6	41,7	17	40,5	40,6	17	38,7	38,6	10
	±m	0,51	0,53		0,45	0,43		0,73	0,70		0,49	0,52		0,51	0,50		0,54	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01	
jj <sub>ск</sub>	M	44,5	44,5	19	40,4	40,8	14	44,6	44,6	16	39,8	39,8	13	38,7	38,6	7	38,7	38,5	12
	±m	0,7	0,6		0,44	0,49		0,61	0,69		0,49	0,44		0,48	0,49		0,57	0,59	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
squ <sub>1</sub>	M	10,9	10,9	8	6,7	6,9	12	10,6	10,6	7	8,8	8,8	8	8,7	8,7	9	8,7	8,9	7
	±m	0,32	0,27		0,34	0,40		0,6	0,55		0,4	0,44		0,52	0,46		0,56	0,29	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,55	0,55		0,05	0,05		-	-		0,01	-	
squ <sub>2</sub>	M	3,8	3,8	9	3,9	3,8	8	3,6	3,7	9	5,8	5,7	9	4,7	4,7	5	3,9	3,9	6
	±m	0,42	0,58		0,34	0,37		0,6	0,59		0,51	0,46		0,45	0,48		0,29	0,34	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		-	-	
squ <sub>pl</sub>	M	10,7	10,7	10	10,8	10,9	7	10,7	10,7	6	12,7	12,8	10	11,7	11,7	4	12,8	12,8	9
	±m	0,73	0,45		0,35	0,32		0,46	0,51		0,54	0,44		0,48	0,46		0,39	0,42	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,01	0,01	

продовження додатка Б

Таблиця Б.5

Величини асиметрії парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Устя (створ №5)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 25 екз.)			плітка (n=32 екз.)			краснопірка (n = екз.)			окунь річковий (n= 19 екз.)			карась срібlistий (n= екз.)			ляц (n= екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,6	10,8		16,6	16,5		10,7	10,6		13,7	13,7		12,9	12,9		16,9	16,8	
	±m	0,49	0,44	9	0,56	0,57	20	0,45	0,49	17	0,48	0,46	15	0,36	0,36	8	0,29	0,43	7
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	0,01	
<i>V</i>	M	7,6	7,6		8,7	8,6		13,7	13,6		10,8	10,5		11,9	11,8		8,9	8,9	
	±m	0,49	0,49	10	0,48	0,49	12	0,48	0,49	11	0,44	0,51	14	0,36	0,42	4	0,29	0,32	5
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		-	-	
<i>sp.br.</i>	M	45,0	44,8		11,1	11,3		45,2	45,4		51,1	51,0		52,3	52,3		23,8	23,9	
	±m	0,89	0,8	22	0,82	0,74	24	0,82	0,72	21	0,83	0,75	17	0,81	0,71	13	0,5	0,24	10
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,5	9,6		2,6	2,5		10,5	10,5		11,5	11,7		12,7	12,6		2,9	2,8	
	±m	0,59	0,58	18	0,55	0,57	14	0,57	0,64	16	0,51	0,48	11	0,48	0,50	10	0,29	0,43	7
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,01	
<i>jj</i>	M	45,5	45,7		41,8	41,6		37,8	37,6		68,7	68,6		40,8	40,8		52,9	52,9	
	±m	0,65	0,48	17	0,42	0,49	18	0,37	0,49	16	0,46	0,50	5	0,39	0,39	9	0,35	0,35	6
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	18,7	18,7		40,8	40,6		42,8	42,8		60,8	60,7		38,9	38,8		52,8	52,8	
	±m	0,46	0,46	15	0,44	0,49	18	0,37	0,43	12	0,44	0,48	8	0,36	0,42	8	0,4	0,43	4
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,9	10,8		6,9	6,8		9,9	9,9		7,8	7,8		9,0	8,9		8,9	9,0	
	±m	0,2	0,44	7	0,34	0,40	10	0,25	0,34	4	0,38	0,38	4	0,0	0,32	4	0,29	0,0	2
	P≤	-	0,05		0,05	0,05		-	0,01		0,01	0,01		-	-		-	-	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	4,0	3,8		3,8	3,9		3,9	3,9		4,9	4,9		4,9	4,9		3,9	3,9	
	±m	0,0	0,41	5	0,37	0,34	7	0,25	0,3	5	0,20	0,28	3	0,32	0,2	3	0,21	0,35	2
	P≤	-	0,01		0,05	0,05		-	-		-	-		-	-		-	-	
<i>squ.pl</i>	M	12,0	11,9		10,8	10,9		12,9	12,9		11,8	11,7		11,9	11,9		12,9	12,9	
	±m	0,0	0,28	2	0,37	0,30	7	0,25	0,3	3	0,42	0,46	2	0,19	0,26	3	0,29	0,29	2
	P≤	-	-		0,05	0,05		-	-		0,05	0,05		-	-		-	-	



продовження додатка Б

Таблиця Б.6

Величини асиметрії парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Стир (створ №6)

Ознаки	Значення*	верховодка (n= 24 екз.)			плітка (n=21 екз.)			краснопірка. (n=22 екз.)			окунь річковий (n= 17 екз.)			карась сріблястий (n=19 екз.)			лящ (n=22 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
P	M	10,75	10,67	14	16,76	16,71	11	10,82	10,68	11	13,82	13,71	8	12,84	12,89	5	16,68	16,34	14
	±m	0,44	0,48		0,44	0,46		0,39	0,48		0,39	0,47		0,38	0,32		0,47	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		-	0,01		-	-		0,05	0,05	
V	M	7,71	7,75	13	8,76	8,76	10	13,82	13,77	9	10,71	10,77	9	12,0	11,79	4	8,77	8,34	13
	±m	0,46	0,44		0,44	0,44		0,39	0,43		0,47	0,44		0,00	0,42		0,43	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		0,01	0,01		-	0,01		0,05	0,05	
sp.br.	M	45,0	44,92	16	10,76	10,91	17	45,23	45,18	13	51,29	50,94	12	52,58	52,37	7	24,18	22,64	17
	±m	1,18	1,14		1,26	1,09		1,1	1,05		1,1	1,09		0,90	1,12		1,05	1,34	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
f.br.	M	9,58	9,67	4	2,91	2,86	5	9,82	9,77	3	11,82	11,82	4	12,95	12,95	3	2,91	2,82	6
	±m	0,54	0,48		0,30	0,36		0,39	0,43		0,39	0,39		0,23	0,23		0,29	0,39	
	P≤	0,05	0,05		-	-		0,01	0,01		-	-		-	-		-	0,01	
jj	M	45,79	45,67	11	41,81	41,81	8	41,82	41,59	9	67,88	67,82	5	40,89	40,84	3	52,82	52,86	7
	±m	0,42	0,48		0,40	0,40		0,39	0,67		0,33	0,39		0,32	0,38		0,39	0,35	
	P≤	0,01	0,05		0,01	0,01		0,01	0,05		-	-		-	-		0,01	-	
jj <sub>ек</sub>	M	16,79	16,58	9	40,67	40,67	7	41,82	41,77	9	60,88	60,88	4	38,84	38,79	3	52,91	52,86	5
	±m	0,42	0,54		0,48	0,48		0,39	0,43		0,33	0,33		0,50	0,54		0,29	0,35	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-		-	-		-	-	
squ. <sub>1</sub>	M	10,58	10,71	5	6,71	7,67	5	9,73	9,73	6	7,88	7,82	2	8,79	8,74	1	8,95	8,91	3
	±m	0,54	0,46		0,46	0,48		0,46	0,46		0,33	0,39		0,42	0,45		0,21	0,29	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,01	0,01		-	-	
squ. <sub>2</sub>	M	3,71	3,58	5	3,67	3,71	5	3,77	3,68	5	4,77	4,65	2	4,79	4,74	1	3,95	3,91	3
	±m	0,46	0,54		0,48	0,46		0,43	0,48		0,44	0,49		0,42	0,45		0,21	0,29	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		-	-	
squ.pl	M	11,71	11,79	4	9,71	9,67	5	12,77	12,73	5	11,71	11,77	2	11,79	11,74	1	12,95	13,95	2
	±m	0,46	0,42		0,46	0,48		0,43	0,46		0,47	0,44		0,42	0,45		0,21	0,21	
	P≤	0,05	0,01		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		-	-	

продовження додатка Б

Таблиця Б.7

Величини асиметрії парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р. Стир (створ №7)

Ознаки	Зна-чення*	верховодка (n= 21 екз.)			плітка (n=23 екз.)			краснопірка. (n =21 екз.)			окунь річковий (n=19 екз.)			карась сріблястий (n=17 екз.)			лящ (n=21 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
P	M	10,59	10,68	16	16,74	16,65	13	10,62	10,67	13	16,68	13,84	9	12,77	12,71	7	16,76	16,81	9
	±m	0,50	0,48		0,45	0,49		0,50	0,48		0,48	0,38		0,44	0,47		0,44	0,40	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,01	0,01		0,01	0,01	
V	M	7,64	7,68	15	8,61	8,61	12	10,57	10,52	11	10,68	10,74	11	12,77	12,77	6	8,81	8,81	8
	±m	0,49	0,48		0,50	0,50		0,60	0,68		0,48	0,45		0,56	0,44		0,40	0,40	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		-	0,01		0,01	0,01	
sp.br.	M	44,76	44,28	18	10,89	11,02	18	44,95	44,67	15	50,73	51,02	15	52,0	51,82	9	24,09	23,72	13
	±m	1,18	1,21		1,07	0,09		1,02	1,16		1,09	1,02		0,94	1,13		1,14	1,17	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
f.br.	M	9,71	9,67	11	2,68	2,68	11	9,57	9,62	9	10,84	10,84	4	12,77	12,82	5	8,81	8,81	4
	±m	0,46	0,48		0,48	0,48		0,51	0,50		0,38	0,38		0,44	0,39		0,40	0,40	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	-		0,01	0,01	
jj	M	45,71	45,71	8	41,61	41,65	9	41,52	41,34	7	67,74	67,68	7	40,77	40,82	3	52,54	52,65	6
	±m	0,46	0,46		0,50	0,49		0,51	0,57		0,45	0,48		0,44	0,39		0,38	0,42	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	-		0,01	0,01	
jj <sub>ек</sub>	M	16,71	16,59	6	40,65	40,65	6	41,57	41,48	4	60,74	60,68	5	38,77	38,77	2	52,65	52,54	5
	±m	0,46	0,50		0,49	0,49		0,51	0,51		0,45	0,48		0,44	0,44		0,42	0,38	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		0,01	0,01	
squ. <sub>1</sub>	M	10,68	10,68	4	6,61	6,61	6	9,67	9,57	4	7,68	7,68	4	8,82	8,77	1	8,62	8,62	5
	±m	0,48	0,48		0,50	0,50		0,48	0,51		0,48	0,48		0,39	0,44		0,50	0,50	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,01		0,05	0,05	
squ. <sub>2</sub>	M	3,68	3,68	3	3,61	3,61	6	3,62	3,52	2	4,68	4,68	4	4,82	4,82	1	3,71	3,71	4
	±m	0,48	0,48		0,50	0,50		0,50	0,51		0,48	0,48		0,39	0,39		0,46	0,46	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,05	0,05	
squ.pl	M	11,64	11,64	4	8,61	8,61	6	12,62	12,52	2	11,68	11,68	4	11,82	11,82	1	12,71	12,71	4
	±m	0,49	0,49		0,50	0,50		0,50	0,51		0,48	0,48		0,39	0,39		0,46	0,46	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	-		0,05	0,05	

продовження додатка Б

**Таблиця Б.8**

Величини асиметрії парних меристичних ознак у вибірках представників іхтіофауни р.Стир (створ №8)

Ознаки	Зна-чення*	верховодка (n= 25екз.)			A	плітка (n=32 екз.)			A	краснопірка. (n = екз.)			A	окунь річковий (n= 22 екз.)			A	карась сріблястий (n= екз.)			A	лящ (n= екз.)			A
		R	L			R	L			R	L			R	L			R	L			R	L		
P	M	10,74	10,74			16,53	16,58			10,77	10,77			13,77	13,82			12,75	12,75			16,67	16,5		
	±m	0,45	0,45	8		0,51	0,51	7		0,44	0,44	6		0,44	0,39	7		0,45	0,45	2		0,49	0,51	6	
	P≤	0,01	0,01			0,05	0,05			0,01	0,01			0,01	0,01			0,01	0,01			0,05	0,05		
V	M	10,68	10,63			8,47	8,53			13,77	13,77			10,71	10,77			12,38	12,13			8,78	8,56		
	±m	0,58	0,50	10		0,51	0,51	8		0,44	0,44	4		0,47	0,44	9		0,62	0,72	4		0,43	0,51	8	
	P≤	0,01	0,05			0,05	0,05			0,01	0,01			0,01	0,01			0,05	0,05			0,01	0,05		
sp.br.	M	45,11	44,84			11,03	10,87			45,06	44,94			50,82	50,88			52,44	52,19			23,94	23,78		
	±m	1,05	1,21	14		0,98	1,01	11		1,09	1,09	9		1,02	1,27	13		1,09	1,05	8		1,11	1,17	12	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,01	0,05			0,05	0,05		
f.br.	M	9,68	9,68			2,47	2,47			9,71	9,65			11,82	11,77			12,88	12,88			2,94	2,89		
	±m	0,48	0,48	4		0,51	0,51	3		0,47	0,49	3		0,39	0,44	5		0,34	0,34	2		0,24	0,32	3	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,01	0,05			0,01	0,01			-	-			-	-		
jj	M	45,68	45,63			41,53	41,53			41,53	41,59			67,71	67,65			340,88	40,81			52,61	52,44		
	±m	0,48	0,50	7		0,51	0,51	7		0,51	0,51	5		0,47	0,49	8		0,34	0,40	3		0,50	0,51	8	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			-	-			0,05	0,05		
jj <sub>ex</sub>	M	16,63	16,53			40,42	40,37			41,47	41,47			60,71	60,71			38,75	38,75			52,61	52,5		
	±m	0,50	0,52	6		0,51	0,50	7		0,51	0,51	4		0,47	0,47	6		0,45	0,45	2		0,50	0,51	6	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,01	0,01			0,01	0,01			0,05	0,05		
squ. <sub>1</sub>	M	10,47	10,47			6,42	6,37			9,47	9,59			7,77	7,71			8,63	8,63			8,67	8,5		
	±m	0,51	0,51	5		0,51	0,50	5		0,51	0,51	2		0,44	0,47	5		0,50	0,50	2		0,49	0,51	5	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,01	0,01			0,05	0,05			0,05	0,05		
squ. <sub>2</sub>	M	3,47	3,53			3,42	3,37			3,47	3,59			4,77	4,71			4,63	4,63			3,72	3,5		
	±m	0,51	0,51	5		0,51	0,50	5		0,51	0,51	2		0,44	0,47	5		0,50	0,50	2		0,46	0,51	4	
	P≤	0,05	0,05			0,05	0,05			0,05	0,05			0,01	0,01			0,05	0,05			0,01	0,01		
squ.pl	M	11,47	11,53			9,84	9,98			12,47	12,53			11,77	11,71			11,63	11,56			12,72	12,5		
	±m	0,51	0,51	5		0,38	0,21	5		0,51	0,51	3		0,44	0,47	5		0,50	0,51	3		0,46	0,51	4	
	P≤	0,05	0,05			0,01	0,01			0,05	0,05			0,01	0,01			0,05	0,05			0,01	0,01		

продовження додатка Б

Таблиця Б.9

Величини парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Замчисько (створ №9)

Ознаки	Значення*	верховодка (n= 24 екз.)			плітка (n= 20 екз.)			краснопірка. (n = 27 екз.)			окунь річковий (n= 19 екз.)			карась сріблстий (n= 23екз.)			лящ (n=17екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,7	10,8		16,8	16,8		10,6	10,7		13,6	13,6		12,7	12,8		16,6	16,6	
	±m	0,48	0,44	10	0,41	0,44	9	0,49	0,48	9	0,51	0,49	9	0,49	0,44	5	0,49	0,51	7
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,7	7,7		8,7	8,8		13,7	13,6		10,6	10,6		11,7	11,7		8,4	8,5	
	±m	0,48	0,46	11	0,49	0,44	11	0,48	0,5	10	0,49	0,51	7	0,45	0,47	7	0,51	0,5	8
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	45,1	45,1		11,3	11,3		45,3	45,3		51,4	51,5		52,6	52,4		23,2	23,1	
	±m	1,06	0,87	12	1,1	1,1	11	0,98	0,76	15	0,69	0,69	10	0,66	0,66	9	0,35	0,86	9
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,5	9,5		2,8	2,5		9,7	9,5		11,7	11,7		12,7	12,7		2,6	2,5	
	±m	0,66	0,51	13	0,44	0,7	12	0,47	0,64	10	0,48	0,48	6	0,49	0,47	5	0,51	0,51	8
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,5	45,6		41,8	41,8		41,7	41,6		67,7	67,7		40,7	40,7		52,7	52,6	
	±m	0,72	0,5	12	0,41	0,44	9	0,45	0,49	9	0,48	0,48	6	0,56	0,57	4	0,47	0,51	6
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>jj<sub>сх</sub></i>	M	17,7	17,6		40,8	40,8		41,7	41,7		60,7	60,5		38,7	38,6		52,7	52,6	
	±m	0,46	0,5	12	0,44	0,44	10	0,47	0,47	9	0,45	0,51	6	0,54	0,58	3	0,47	0,49	5
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,9	10,7		6,8	6,8		9,7	9,7		7,7	7,7		8,7	8,7		8,7	8,8	
	±m	0,34	0,46	10	0,41	0,41	8	0,45	0,48	4	0,48	0,48	4	0,47	0,47	0	0,47	0,44	4
	P≤	-	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,8	3,7		3,9	3,9		3,7	3,7		4,7	4,6		4,7	4,7		3,6	3,8	
	±m	0,38	0,48	10	0,31	0,31	5	0,45	0,48	4	0,48	0,49	4	0,47	0,47	0	0,49	0,44	4
	P≤	0,01	0,05		-	-		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01	
<i>sq.pl</i>	M	11,8	11,8		9,9	9,8		12,6	12,6		11,6	11,7		11,7	11,7		12,7	12,8	
	±m	0,42	0,42	10	0,31	0,41	6	0,49	0,5	3	0,49	0,48	5	0,47	0,47	2	0,47	0,44	3
	P≤	0,01	0,01		-	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01	

продовження додатка Б

**Таблиця Б.10**

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Замчисько (створ №10)

Ознаки	Значення*	верховодка (n= 24 екз.)			плітка (n= 21екз.)			краснопірка. (n = 27 екз.)			окунь річковий (n= 19 екз.)			карась сріблястий (n= 17екз.)			ляц (n= 17екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,5	10,4	11	16,6	16,6	12	10,6	10,5	14	13,7	13,7	8	12,6	12,5	7	16,6	16,6	6
	±m	0,59	0,58		0,49	0,49		0,51	0,51		0,45	0,45		0,51	0,51		0,49	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,6	7,5	13	8,4	8,0	12	13,4	13,5	12	10,7	10,7	9	11,6	11,5	6	8,7	8,6	8
	±m	0,5	0,51		0,68	0,71		0,5	0,51		0,45	0,48		0,49	0,51		0,47	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,8	44,7	18	11,09	10,67	15	45,0	44,8	15	51,2	50,8	11	52,2	52,2	8	24,2	23,8	10
	±m	1,09	1,19		1,04	1,11		1,0	1,091		0,89	0,95		0,97	1,12		1,02	0,97	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,4	9,5	15	2,57	2,24	13	9,5	9,3	13	11,7	11,2	9	12,6	12,5	6	2,7	2,4	7
	±m	0,65	0,59		0,68	0,77		0,51	0,54		0,58	0,79		0,61	0,62		0,47	0,61	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05		0,01	0,05	
<i>jj</i>	M	45,5	45,5	14	41,5	41,48	12	41,4	41,4	10	67,7	67,7	8	40,6	40,7	6	52,5	52,6	9
	±m	0,51	0,51		0,52	0,51		0,51	0,51		0,45	0,45		0,51	0,47		0,51	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,01		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	17,5	17,4	12	41,4	41,3	11	41,5	41,4	7	60,6	60,4	8	37,7	37,5	4	52,4	52,4	9
	±m	0,66	0,72		0,59	0,58		0,58	0,64		0,49	0,69		0,47	0,72		0,62	0,61	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>squ<sub>-1</sub></i>	M	10,8	10,7	8	6,6	6,5	9	9,5	9,5	7	7,7	7,6	8	8,8	8,8	4	8,5	8,5	7
	±m	0,42	0,46		0,51	0,51		0,51	0,51		0,45	0,49		0,39	0,44		0,51	0,51	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		-	0,01		0,05	0,05	
<i>squ<sub>-2</sub></i>	M	3,8	3,8	5	3,5	3,4	6	3,5	3,5	6	4,7	4,5	7	4,8	4,8	4	3,5	3,5	4
	±m	0,42	0,44		0,51	0,49		0,51	0,51		0,45	0,51		0,39	0,39		0,51	0,51	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		-	-		0,05	0,01	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,8	5	9,5	9,4	7	12,4	12,4	6	11,6	11,5	7	11,6	11,6	4	12,4	12,5	4
	±m	0,42	0,44		0,51	0,51		0,51	0,51		0,51	0,51		0,51	0,51		0,51	0,51	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	

продовження додатка Б

Таблиця Б.11

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Стубелка (створ №11)

Ознаки	Значення*	верховодка (n= 21 екз.)			плітка (n= 18 екз.)			краснопірка (n = 19 екз.)			окунь річковий (n= 16 екз.)			ляц (n= 20 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,7	10,7	14	16,6	16,6	12	10,74	10,74	8	13,77	13,77	8	16,75	16,85	8
	±m	0,46	0,49		0,71	0,71		0,56	0,56		0,44	0,44		0,44	0,37	
	P<	0,01	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		0,01	0,01		0,01	-	
<i>V</i>	M	7,7	7,5	12	8,4	8,6	10	13,58	13,58	8	10,81	10,56	10	8,6	8,6	10
	±m	0,47	0,5		0,85	0,61		0,51	0,51		0,4	0,51		0,5	0,5	
	P<	0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05		-	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	45,0	45,2	13	11,6	10,7	16	45,32	45,0	11	51,44	51,13	11	24,45	24,3	10
	±m	0,73	0,75		0,62	2,32		0,82	1,05		0,81	0,89		0,95	0,98	
	P<	0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,5	9,5	12	2,56	2,2	14	9,68	9,53	11	11,77	11,63	8	2,65	2,65	9
	±m	0,61	0,69		0,62	0,79		0,48	0,51		0,44	0,5		0,59	0,59	
	P<	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01	
<i>jj</i>	M	45,9	45,8	7	41,8	41,7	6	39,58	39,68	6	68,63	68,69	8	51,7	51,7	8
	±m	0,37	0,41		0,43	0,49		0,51	0,48		0,50	0,48		0,47	0,47	
	P<	-	0,01		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ск</sub></i>	M	17,9	17,8	5	40,6	40,6	3	38,68	38,5	16	60,77	60,69	3	51,7	51,55	2
	±m	0,22	0,4		0,61	0,62		0,48	0,51		0,44	0,48		0,47	0,61	
	P<	-	0,01		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	11,0	10,7	6	6,7	6,7	3	9,57	9,42	3	7,77	7,69	3	8,7	8,75	4
	±m	0,0	0,47		0,49	0,46		0,58	0,51		0,44	0,48		0,47	0,44	
	P<	-	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,01	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,8	3,9	4	3,7	3,7	3	3,53	3,53	2	4,77	4,69	1	3,7	3,6	2
	±m	0,41	0,31		0,46	0,49		0,51	0,51		0,44	0,48		0,47	0,50	
	P<	0,01	-		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,9	4	10,7	10,7	3	12,53	12,53	2	11,75	11,69	1	12,7	12,6	2
	±m	0,41	0,31		0,46	0,49		0,51	0,51		0,45	0,48		0,47	0,5	
	P<	0,01	-		0,01	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	

продовження додатка Б

Таблиця Б.12

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Іква (створ №12)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 27 екз.)			плітка (n= 21екз.)			краснопірка. (n = 19 екз.)			окунь річковий (n= 19 екз.)			карась сріблястий (n= 17 екз.)			лящ (n= 19 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,3	10,6	14	16,5	16,6	14	10,1	10,8	11	13,4	13,6	8	12,7	12,6	5	16,4	16,6	8
	±m	0,51	0,61		0,51	0,49		0,47	0,56		0,48	0,43		0,51	0,51		0,52	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,4	7,7	15	8,2	8,1	12	13,3	13,35	12	10,8	10,7	7	11,8	11,5	6	8,8	8,6	6
	±m	0,46	0,59		0,69	0,71		0,5	0,51		0,47	0,46		0,42	0,51		0,49	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,3	44,4	18	11,13	10,42	18	44,4	44,6	16	51,7	50,6	8	52,6	52,12	6	24,5	23,9	9
	±m	1,16	1,14		1,03	1,21		1,22	1,18		0,61	0,92		0,83	1,16		1,07	0,98	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,2	9,3	11	2,63	2,45	11	9,3	9,3	9	11,5	11,8	7	12,8	12,7	5	2,9	2,5	5
	±m	0,67	0,61		0,62	0,48		0,53	0,54		0,73	0,64		0,62	0,62		0,56	0,62	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,7	45,5	9	41,3	41,52	9	41,2	41,4	6	67,2	67,5	6	40,8	40,7	4	52,4	52,6	6
	±m	0,58	0,51		0,61	0,53		0,54	0,51		0,79	0,65		0,46	0,47		0,48	0,52	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ек</sub></i>	M	17,2	17,3	9	41,5	41,2	8	41,8	41,5	6	60,6	60,4	5	37,8	37,8	4	52,2	52,3	5
	±m	0,73	0,71		0,64	0,44		0,53	0,68		0,49	0,69		0,42	0,42		0,66	0,63	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,5	10,6	8	6,53	6,56	4	9,3	9,5	5	7,4	7,5	3	8,9	8,9	3	8,7	8,7	2
	±m	0,43	0,45		0,81	0,81		0,54	0,51		0,42	0,44		0,41	0,41		0,53	0,53	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,5	3,8	8	3,37	3,42	4	3,3	3,5	5	4,7	4,7	3	4,9	4,8	3	3,4	3,3	3
	±m	0,40	0,44		0,56	0,59		0,54	0,51		0,44	0,44		0,41	0,39		0,51	0,53	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,3	11,5	8	9,2	9,5	8	12,4	12,4	7	11,7	11,7	3	11,8	11,7	3	12,2	12,6	2
	±m	0,57	0,49		0,43	0,55		0,53	0,53		0,49	0,49		0,41	0,43		0,55	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,01	0,01		0,05	0,05	

продовження додатка Б

Таблиця Б.13

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Іква (створ №13)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 22 екз.)			плітка (n= 23 екз.)			краснопірка. (n = 18 екз.)			окунь річковий (n= 17 екз.)			карась сріблястий (n= 17 екз.)			лящ (n= 19 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,7	10,3	11	16,3	16,6	10	10,3	10,2	10	13,3	13,6	9	12,4	12,8	7	16,2	16,8	11
	±m	0,31	0,51		0,55	0,52		0,51	0,56		0,54	0,47		0,67	0,54		0,47	0,41	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,6	7,5	14	8,5	8,2	12	13,7	13,2	9	10,5	10,7	10	11,7	11,8	5	8,5	8,4	13
	±m	0,49	0,61		0,52	0,58		0,43	0,61		0,49	0,43		0,54	0,53		0,47	0,52	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,3	44,8	18	11,0	10,7	15	44,2	44,1	15	51,3	50,1	12	52,7	52,5	8	24,7	23,4	17
	±m	1,0	0,82		1,44	1,05		0,91	1,08		0,72	0,93		0,63	0,78		1,13	1,27	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,8	9,2	9	2,73	2,38	10	9,24	9,15	7	11,2	11,4	7	12,6	12,5	5	2,2	2,9	8
	±m	0,41	0,75		0,65	0,42		0,47	0,51		0,88	0,73		0,54	0,55		0,63	0,57	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,4	45,6	13	41,5	41,6	14	41,6	41,1	11	67,7	67,3	5	40,6	40,9	3	52,2	52,8	9
	±m	0,51	0,59		0,51	0,55		0,54	0,61		0,39	0,71		0,43	0,44		0,67	0,42	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	17,7	17,3	11	41,3	41,2	12	41,7	41,4	8	60,1	60,9	3	37,7	37,9	3	52,6	52,5	6
	±m	0,43	0,71		0,54	0,44		0,51	0,63		0,92	0,34		0,41	0,43		0,54	0,53	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,8	10,4	7	6,6	6,8	8	9,1	9,7	6	7,6	7,5	4	8,9	9,0	2	8,5	8,8	3
	±m	0,41	0,48		0,73	0,6		0,62	0,54		0,53	0,48		0,43	0,00		0,52	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	-		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,6	3,8	7	3,5	3,7	8	3,7	3,5	5	4,43	4,67	4	4,9	4,8	2	3,7	3,3	3
	±m	0,43	0,44		0,52	0,41		0,42	0,51		0,52	0,48		0,43	0,39		0,46	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		-	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,7	7	9,1	9,5	8	12,6	12,4	6	11,5	11,8	4	11,9	11,9	2	12,8	12,7	3
	±m	0,43	0,42		0,63	0,55		0,45	0,51		0,62	0,41		0,38	0,0,37		0,51	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		-	-		0,05	0,05	



продовження додатка Б

Таблиця Б.14

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Іква (створ №14)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 25 екз.)			плітка (n= 17 екз.)			краснопірка. (n = 21 екз.)			окунь річковий (n= 18 екз.)			карась сріблястий (n= 20 екз.)			лящ (n= 27 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,4	10,5	16	16,8	16,3	13	10,5	10,4	14	13,2	13,7	9	12,3	12,7	9	16,8	16,2	13
	±m	0,58	0,53		0,37	0,54		0,58	0,56		0,51	0,48		0,77	0,54		0,42	0,79	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,2	7,5	15	8,6	8,2	12	13,4	13,2	13	10,4	10,6	9	11,3	11,6	6	8,5	8,3	14
	±m	0,57	0,43		0,62	0,74		0,5	0,61		0,57	0,45		0,74	0,51		0,51	0,59	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,1	44,2	19	11,4	10,3	11	44,8	44,1	16	51,3	50,4	13	52,1	52,3	11	24,3	23,7	15
	±m	1,21	1,25		0,72	0,77		1,16	1,23		0,81	0,92		0,89	1,11		0,72	0,68	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,4	9,1	15	2,8	2,3	9	9,4	9,2	12	11,2	11,6	9	12,4	12,3	7	2,6	2,5	9
	±m	0,69	0,72		0,42	0,68		0,67	0,58		0,70	0,61		0,65	0,64		0,51	0,63	
	P≤	0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,5	45,3	13	41,1	41,7	6	41,8	41,0	8	67,4	67,3	6	40,5	40,7	6	52,1	52,9	8
	±m	0,63	0,58		0,81	0,47		0,54	0,81		0,59	0,62		0,66	0,59		0,88	0,32	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	17,5	17,4	9	41,7	41,5	4	41,2	41,5	5	60,4	60,6	4	37,3	37,5	4	52,6	52,6	7
	±m	0,72	0,73		0,54	0,57		0,73	0,68		0,63	0,58		0,72	0,72		0,56	0,56	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,3	10,7	7	6,8	6,5	3	9,2	9,7	4	7,7	7,8	3	9,0	9,0	0	8,4	8,8	5
	±m	0,55	0,52		0,51	0,60		0,64	0,54		0,38	0,37		0,00	0,00		0,63	0,43	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,2	3,5	7	3,7	3,3	3	3,6	3,5	3	4,8	4,9	2	5,0	5,0	0	3,7	3,5	6
	±m	0,64	0,57		0,76	0,29		0,47	0,51		0,44	0,34		0,00	0,00		0,61	0,58	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	-		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,6	11,5	7	9,4	9,5	3	12,7	12,5	4	11,9	11,6	3	12,0	12,0	0	12,8	12,6	5
	±m	0,48	0,49		0,53	0,51		0,43	0,48		0,39	0,43		0,00	0,00		0,45	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		-	-		0,01	0,05	

продовження додатка Б

Таблиця Б.15

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Горинь (створ №15)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 21 екз.)			плітка (n= 19 екз.)			краснопірка. (n = 23 екз.)			окунь річковий (n= 20 екз.)			карась сріблястий (n= 19 екз.)			лящ (n= 21 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,2	10,5	9	15,8	16,4	10	10,7	10,4	10	13,4	13,6	8	12,9	12,7	6	16,5	16,7	10
	±m	0,32	0,34		0,51	0,49		0,47	0,56		0,45	0,43		0,51	0,51		0,52	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,7	7,97	8	8,3	8,1	9	13,3	13,35	9	10,8	10,7	8	11,8	11,5	5	8,9	8,7	11
	±m	0,35	0,48		0,65	0,71		0,5	0,51		0,47	0,46		0,46	0,5		0,49	0,51	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,6	44,8	10	11,15	10,41	11	44,8	44,6	12	51,7	50,6	13	52,3	52,5	8	24,7	23,9	14
	±m	1,02	1,04		0,93	1,17		1,22	1,18		0,61	0,92		0,83	1,16		1,07	0,98	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,5	9,7	4	2,67	2,48	4	9,3	9,3	6	11,5	11,8	6	12,5	12,9	3	2,8	2,6	5
	±m	0,35	0,42		0,65	0,49		0,53	0,54		0,72	0,68		0,6	0,62		0,56	0,62	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,8	45,6	6	41,6	41,7	5	41,8	41,4	5	67,2	67,5	6	40,5	40,7	4	52,7	52,8	8
	±m	0,46	0,44		0,64	0,58		0,54	0,51		0,79	0,65		0,46	0,43		0,48	0,52	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>jj<sub>ex</sub></i>	M	17,5	17,3	3	41,5	41,2	4	41,8	41,5	4	60,5	60,9	5	37,4	37,6	3	52,3	52,1	7
	±m	0,67	0,68		0,64	0,44		0,51	0,68		0,49	0,69		0,41	0,4		0,66	0,63	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,6	10,6	3	6,53	6,56	4	9,7	9,5	4	7,4	7,5	5	8,9	8,9	3	8,7	8,7	7
	±m	0,47	0,48		0,81	0,81		0,52	0,53		0,47	0,46		0,43	0,43		0,53	0,53	
	P≤	0,01	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,8	3,7	3	3,37	3,42	3	3,7	3,5	4	4,9	4,7	3	4,9	4,8	1	3,5	3,4	7
	±m	0,33	0,37		0,56	0,59		0,56	0,51		0,43	0,44		0,42	0,41		0,51	0,53	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,02		0,01	0,01		-	-		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,6	11,5	3	9,2	9,5	3	12,5	12,4	4	11,5	11,7	3	11,7	11,9	1	12,5	12,3	7
	±m	0,42	0,47		0,43	0,55		0,53	0,53		0,51	0,49		0,41	0,43		0,55	0,49	
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,01		0,05	0,05	

продовження додатка Б

**Таблиця Б.16**

Величини асиметрії парних меристичних ознак представників іхтіофауни р. Горинь (створ №16)

Ознаки Значення*		верховодка (n= 23екз.)			плітка (n= 21 екз.)			краснопірка. (n = 17 екз.)			окунь річковий (n= 17 екз.)			ляц (n= 20 екз.)		
		R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A	R	L	A
<i>P</i>	M	10,6	10,5		16,7	16,6		10,7	10,4		13,5	13,9		16,7	16,9	
	±m	0,31	0,51	8	0,57	0,52	11	0,51	0,56	6	0,58	0,51	5	0,42	0,41	8
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>V</i>	M	7,5	7,7		8,7	8,5		13,4	13,8		10,6	10,7		8,5	8,4	
	±m	0,43	0,57	9	0,51	0,56	11	0,43	0,61	7	0,49	0,43	8	0,47	0,52	7
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>sp.br.</i>	M	44,4	44,7		11,0	10,6		44,4	44,2		51,5	51,4		24,5	24,4	
	±m	1,02	0,81	15	1,44	1,05	16	0,91	1,08	13	0,42	0,43	13	1,02	1,04	12
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>f.br.</i>	M	9,6	9,7		2,72	2,43		9,27	9,44		11,4	11,7		2,7	2,3	
	±m	0,43	0,65	5	0,66	0,44	5	0,47	0,51	2	0,88	0,92	3	0,53	0,67	2
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>jj</i>	M	45,8	45,6		41,8	41,6		41,8	41,5		67,5	67,3		52,6	52,9	
	±m	0,61	0,59	6	0,58	0,55	8	0,57	0,64	5	0,33	0,71	4	0,45	0,22	5
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,01	0,05		0,05	0,05	
<i>jj<sub>сх</sub></i>	M	17,5	17,3		41,5	41,3		41,4	41,7		60,4	60,7		52,3	52,6	
	±m	0,42	0,66	6	0,51	0,45	7	0,53	0,62	4	0,92	0,34	4	0,61	0,65	8
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>1</sub></i>	M	10,6	10,8		6,7	6,9		9,1	9,7		7,7	7,5		8,8	8,4	
	±m	0,43	0,48	4	0,76	0,62	4	0,62	0,54	3	0,53	0,48	3	0,52	0,51	2
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>squ.<sub>2</sub></i>	M	3,9	3,6		3,5	3,7		3,6	3,9		4,43	4,67		3,5	3,7	
	±m	0,43	0,44	3	0,52	0,41	4	0,48	0,55	3	0,52	0,48	3	0,51	0,47	2
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05	
<i>squ.pl</i>	M	11,8	11,7		9,7	9,5		12,5	12,3		11,6	11,7		12,7	12,9	
	±m	0,43	0,42	2	0,68	0,55	4	0,42	0,50	3	0,55	0,48	3	0,49	0,51	2
	P≤	0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,05		0,05	0,01		0,05	0,05	

**Додаток В**  
**Таблиця В.1**

**Трендові залежності флуктуючої асиметрії меристичних ознак досліджуваних видів риб**

Вид риб	Тип регресійної моделі					
	лінійна		логарифмічна		поліноміальна	
	рівняння	R <sup>2</sup>	рівняння	R <sup>2</sup>	рівняння	R <sup>2</sup>
1	2	3	4	5	6	7
<b>Створ №1</b>						
Верховодка	$y = -0,0622x + 0,6886$	0,402	$y = -0,155\ln(x) + 0,5984$	0,1726	$y = 0,0072x^3 - 0,1324x^2 + 0,6397x - 0,2405$	0,8592
Плітка	$y = -0,0595x + 0,7186$	0,7929	$y = -0,19\ln(x) + 0,6914$	0,5579	$y = 0,002x^3 - 0,039x^2 + 0,1566x + 0,4223$	0,9064
Краснопірка	$y = -0,0618x + 0,5658$	0,8459	$y = -0,207\ln(x) + 0,5518$	0,6569	$y = 0,0017x^3 - 0,0318x^2 + 0,1106x + 0,3333$	0,9109
Окунь	$y = -0,05x + 0,5656$	0,7699	$y = -0,178\ln(x) + 0,569$	0,6745	$y = 0,0035x^3 - 0,0506x^2 + 0,1562x + 0,3596$	0,8593
Карась	$y = -0,0183x + 0,1806$	0,4125	$y = -0,051\ln(x) + 0,1608$	0,2163	$y = 0,0016x^3 - 0,0299x^2 + 0,1423x - 0,0341$	0,7103
Лящ	$y = -0,059x + 0,6394$	0,5883	$y = -0,185\ln(x) + 0,6074$	0,3983	$y = 0,0042x^3 - 0,0735x^2 + 0,3103x + 0,1726$	0,7514
<b>Створ №2</b>						
Верховодка	$y = -0,0408x + 0,5475$	0,3428	$y = -0,1\ln(x) + 0,4862$	0,1432	$y = 0,0067x^3 - 0,1163x^2 + 0,5415x - 0,1864$	0,8299
Плітка	$y = -0,0592x + 0,7447$	0,78	$y = -0,194\ln(x) + 0,7255$	0,5812	$y = 0,0006x^3 - 0,0182x^2 + 0,0685x + 0,5421$	0,8702
Краснопірка	$y = -0,0685x + 0,5825$	0,8016	$y = -0,23\ln(x) + 0,5668$	0,6221	$y = 0,0048x^3 - 0,0769x^2 + 0,2852x + 0,1729$	0,9175
Окунь	$y = -0,0797x + 0,7483$	0,7957	$y = -0,276\ln(x) + 0,7422$	0,6574	$y = 0,0015x^3 - 0,026x^2 + 0,0509x + 0,5833$	0,8108
Карась	$y = -0,0287x + 0,2433$	0,6773	$y = -0,099\ln(x) + 0,2411$	0,5597	$y = 0,0014x^3 - 0,0225x^2 + 0,0737x + 0,1262$	0,7236
Лящ	$y = -0,0387x + 0,58$	0,4023	$y = -0,098\ln(x) + 0,5266$	0,1796	$y = 0,0039x^3 - 0,0737x^2 + 0,3602x + 0,043$	0,821
<b>Створ №3</b>						
Верховодка	$y = -0,0683x + 0,7194$	0,6742	$y = -0,232\ln(x) + 0,7077$	0,5359	$y = 0,0041x^3 - 0,0663x^2 + 0,2367x + 0,3659$	0,7472
Плітка	$y = -0,0483x + 0,5972$	0,4967	$y = -0,148\ln(x) + 0,5661$	0,3214	$y = 8E-05x^3 - 0,0144x^2 + 0,0879x + 0,3516$	0,6838
Краснопірка	$y = -0,0283x + 0,5417$	0,2007	$y = -0,058\ln(x) + 0,483$	0,0588	$y = 0,0049x^3 - 0,0878x^2 + 0,4263x - 0,0484$	0,6162
Окунь	$y = -0,045x + 0,5694$	0,4633	$y = -0,152\ln(x) + 0,5605$	0,3641	$y = 0,0036x^3 - 0,0574x^2 + 0,2151x + 0,273$	0,5461
Карась	$y = -0,0417x + 0,3972$	0,8082	$y = -0,148\ln(x) + 0,3993$	0,7026	$y = 0,0004x^3 - 0,0064x^2 - 0,014x + 0,3675$	0,8102

1	2	3	4	5	6	7
Лящ	$y = -0,06x + 0,6444$	0,5116	$y = -0,2\ln(x) + 0,6296$	0,3939	$y = 0,0092x^3 - 0,1398x^2 + 0,5415x - 0,0008$	0,7992
<b>Створ №4</b>						
Верховодка	$y = -0,0185x + 0,5503$	0,0544	$y = -0,051\ln(x) + 0,5302$	0,0284	$y = 0,0013x^3 - 0,0257x^2 + 0,1225x + 0,3586$	0,0871
Плітка	$y = -0,0227x + 0,6478$	0,1023	$y = -0,031\ln(x) + 0,5791$	0,0135	$y = 0,0012x^3 - 0,0381x^2 + 0,2529x + 0,2031$	0,5139
Краснопірка	$y = -0,0467x + 0,6333$	0,3843	$y = -0,172\ln(x) + 0,6452$	0,3617	$y = -0,0011x^3 + 0,0171x^2 - 0,1223x + 0,7175$	0,3897
Окунь	$y = -0,0493x + 0,67$	0,4277	$y = -0,193\ln(x) + 0,6977$	0,451	$y = 0,0004x^3 + 0,0004x^2 - 0,0889x + 0,763$	0,4672
Карась	$y = -0,034x + 0,4511$	0,4861	$y = -0,109\ln(x) + 0,4366$	0,3465	$y = -0,0004x^3 + 0,0002x^2 - 0,0001x + 0,3684$	0,5654
Лящ	$y = -0,0332x + 0,6125$	0,37	$y = -0,121\ln(x) + 0,619$	0,3404	$y = 0,0018x^3 - 0,0254x^2 + 0,0664x + 0,5185$	0,3979
<b>Створ №5</b>						
Верховодка	$y = -0,0517x + 0,7361$	0,2883	$y = -0,111\ln(x) + 0,6355$	0,0916	$y = 0,005x^3 - 0,1043x^2 + 0,5598x - 0,1373$	0,8427
Плітка	$y = -0,0493x + 0,7044$	0,4253	$y = -0,15\ln(x) + 0,6713$	0,2717	$y = 0,0006x^3 - 0,0226x^2 + 0,1227x + 0,4201$	0,5848
Краснопірка	$y = -0,0593x + 0,6733$	0,6032	$y = -0,189\ln(x) + 0,646$	0,4236	$y = 0,003x^3 - 0,055x^2 + 0,2316x + 0,2886$	0,7319
Окунь	$y = -0,0803x + 0,7694$	0,8426	$y = -0,287\ln(x) + 0,7759$	0,7413	$y = 0,0036x^3 - 0,0529x^2 + 0,1359x + 0,5527$	0,8837
Карась	$y = -0,029x + 0,385$	0,3289	$y = -0,079\ln(x) + 0,3524$	0,1686	$y = 0,0031x^3 - 0,0561x^2 + 0,2644x + 0,0007$	0,6128
Лящ	$y = -0,0317x + 0,3861$	0,5207	$y = -0,098\ln(x) + 0,3665$	0,3407	$y = 0,0028x^3 - 0,0484x^2 + 0,2072x + 0,0889$	0,7167
<b>Створ №6</b>						
Верховодка	$y = -0,055x + 0,6639$	0,5876	$y = -0,198\ln(x) + 0,6706$	0,5256	$y = 0,001x^3 - 0,0153x^2 + 0,0099x + 0,5952$	0,5923
Плітка	$y = -0,0533x + 0,6333$	0,502	$y = -0,185\ln(x) + 0,6297$	0,4164	$y = 0,004x^3 - 0,0606x^2 + 0,202x + 0,3667$	0,5704
Краснопірка	$y = -0,035x + 0,5194$	0,3635	$y = -0,129\ln(x) + 0,5283$	0,3418	$y = -0,0013x^3 + 0,0203x^2 - 0,1212x + 0,6103$	0,3763
Окунь	$y = -0,0667x + 0,6333$	0,7018	$y = -0,238\ln(x) + 0,6383$	0,616	$y = 0,0042x^3 - 0,0612x^2 + 0,1798x + 0,3913$	0,7713
Карась	$y = -0,0283x + 0,3417$	0,6021	$y = -0,097\ln(x) + 0,3383$	0,4894	$y = 0,0015x^3 - 0,0244x^2 + 0,0837x + 0,2119$	0,6531
Лящ	$y = -0,0833x + 0,7611$	0,7684	$y = -0,299\ln(x) + 0,769$	0,6801	$y = 0,0055x^3 - 0,079x^2 + 0,2322x + 0,4556$	0,8524
<b>Створ №7</b>						
Верховодка	$y = -0,0967x + 0,9389$	0,8466	$y = -0,35\ln(x) + 0,9529$	0,7639	$y = 0,0056x^3 - 0,0811x^2 + 0,2251x + 0,6302$	0,9207
Плітка	$y = -0,05x + 0,6944$	0,6193	$y = -0,175\ln(x) + 0,6929$	0,5215	$y = 0,0046x^3 - 0,069x^2 + 0,2383x + 0,3968$	0,7457
Краснопірка	$y = -0,0733x + 0,7111$	0,8442	$y = -0,261\ln(x) + 0,7161$	0,7392	$y = 0,0035x^3 - 0,0513x^2 + 0,1405x + 0,4913$	0,8888

продовження додатка В  
продовження табл. В.1

1	2	3	4	5	6	7
Окунь	$y = -0,0583x + 0,6694$	0,5436	$y = -0,203\ln(x) + 0,6659$	0,4522	$y = 0,0046x^3 - 0,0687x^2 + 0,2267x + 0,3778$	0,6255
Карась	$y = -0,0517x + 0,5028$	0,792	$y = -0,184\ln(x) + 0,5069$	0,6966	$y = 0,0041x^3 - 0,0598x^2 + 0,1884x + 0,2683$	0,9184
Лящ	$y = -0,0367x + 0,4833$	0,5042	$y = -0,131\ln(x) + 0,486$	0,4423	$y = 0,0032x^3 - 0,046x^2 + 0,146x + 0,3079$	0,6026
<b>Створ №8</b>						
Верховодка	$y = -0,0433x + 0,55$	0,4694	$y = -0,147\ln(x) + 0,5428$	0,374	$y = 0,0041x^3 - 0,0619x^2 + 0,2173x + 0,2778$	0,5705
Плітка	$y = -0,0183x + 0,4583$	0,2017	$y = -0,061\ln(x) + 0,4536$	0,1547	$y = 0,0012x^3 - 0,0187x^2 + 0,0659x + 0,3627$	0,2244
Краснопірка	$y = -0,0317x + 0,4028$	0,423	$y = -0,116\ln(x) + 0,4098$	0,393	$y = 0,0026x^3 - 0,0377x^2 + 0,1192x + 0,2563$	0,4956
Окунь	$y = -0,0317x + 0,5806$	0,2791	$y = -0,091\ln(x) + 0,5513$	0,1582	$y = 0,0047x^3 - 0,0767x^2 + 0,3258x + 0,1603$	0,4767
Карась	$y = -0,0167x + 0,2722$	0,1119	$y = -0,043\ln(x) + 0,2505$	0,0521	$y = 0,0067x^3 - 0,1021x^2 + 0,4197x - 0,1921$	0,5486
Лящ	$y = -0,0283x + 0,475$	0,2408	$y = -0,078\ln(x) + 0,4445$	0,1263	$y = 0,0036x^3 - 0,0611x^2 + 0,2686x + 0,1111$	0,4058
<b>Створ №9</b>						
Верховодка	$y = -0,0053x + 0,4911$	0,098	$y = -0,004\ln(x) + 0,4696$	0,0031	$y = 0,0014x^3 - 0,027x^2 + 0,142x + 0,2914$	0,8565
Плітка	$y = -0,0317x + 0,6083$	0,547	$y = -0,088\ln(x) + 0,5758$	0,2943	$y = 0,0024x^3 - 0,0454x^2 + 0,2141x + 0,2774$	0,8698
Краснопірка	$y = -0,04x + 0,5$	0,5955	$y = -0,118\ln(x) + 0,4677$	0,357	$y = 0,0035x^3 - 0,0613x^2 + 0,2697x + 0,1063$	0,8547
Окунь	$y = -0,0327x + 0,4978$	0,6738	$y = -0,119\ln(x) + 0,5043$	0,621	$y = 0,002x^3 - 0,0281x^2 + 0,0777x + 0,3936$	0,7384
Карась	$y = -0,0382x + 0,3597$	0,6422	$y = -0,125\ln(x) + 0,3464$	0,4735	$y = 0,0052x^3 - 0,0796x^2 + 0,3078x - 0,016$	0,9315
Лящ	$y = -0,0403x + 0,5528$	0,7741	$y = -0,128\ln(x) + 0,5336$	0,5404	$y = 0,0034x^3 - 0,0552x^2 + 0,221x + 0,2408$	0,961
<b>Створ №10</b>						
Верховодка	$y = -0,0492x + 0,7125$	0,5301	$y = -0,132\ln(x) + 0,6546$	0,2641	$y = 0,0045x^3 - 0,0841x^2 + 0,4007x + 0,1123$	0,9432
Плітка	$y = -0,0412x + 0,7158$	0,6743	$y = -0,124\ln(x) + 0,686$	0,4203	$y = 0,0026x^3 - 0,0483x^2 + 0,2165x + 0,3727$	0,9176
Краснопірка	$y = -0,0452x + 0,5936$	0,8195	$y = -0,157\ln(x) + 0,5918$	0,6873	$y = 0,0029x^3 - 0,0445x^2 + 0,1481x + 0,3837$	0,9017
Окунь	$y = -0,0145x + 0,5103$	0,3851	$y = -0,039\ln(x) + 0,4933$	0,1928	$y = 0,0021x^3 - 0,0358x^2 + 0,1583x + 0,2997$	0,7198
Карась	$y = -0,0263x + 0,4528$	0,7065	$y = -0,092\ln(x) + 0,4517$	0,5922	$y = 0,002x^3 - 0,0303x^2 + 0,1039x + 0,3136$	0,8038
Лящ	$y = -0,0218x + 0,5283$	0,243	$y = -0,044\ln(x) + 0,4815$	0,0674	$y = 0,0009x^3 - 0,0279x^2 + 0,1766x + 0,2109$	0,7659
<b>Створ №11</b>						
Верховодка	$y = -0,07x + 0,7611$	0,8427	$y = -0,26\ln(x) + 0,7809$	0,8016	$y = 0,0028x^3 - 0,0373x^2 + 0,0623x + 0,657$	0,8907
Плітка	$y = -0,0867x + 0,8889$	0,6606	$y = -0,298\ln(x) + 0,8792$	0,5381	$y = 0,0087x^3 - 0,1311x^2 + 0,4721x + 0,2968$	0,8182

продовження додатка В  
продовження табл. В.1

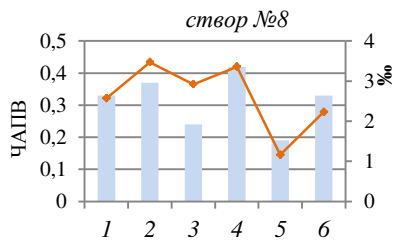
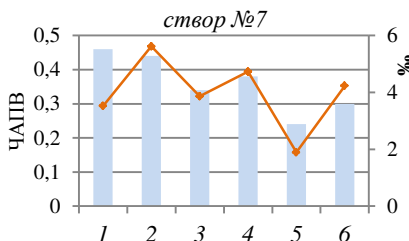
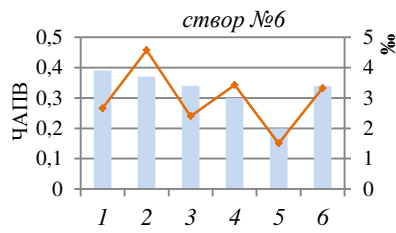
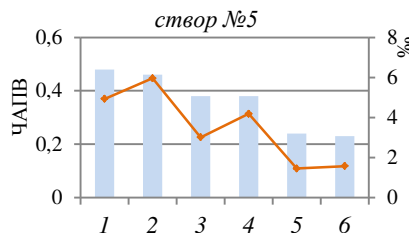
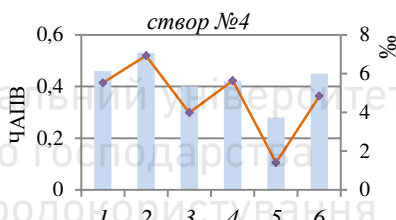
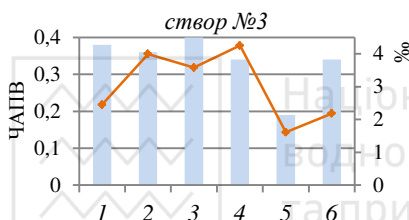
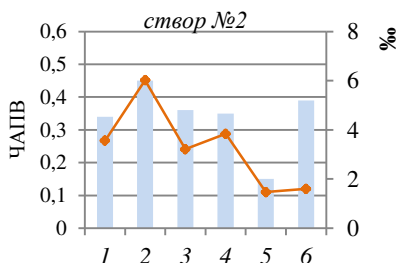
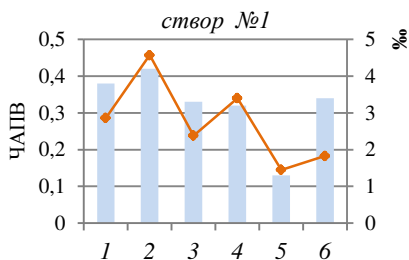
1	2	3	4	5	6	7
Краснопірка	$y = -0,045x + 0,6139$	0,2591	$y = -0,115\ln(x) + 0,5529$	0,1173	$y = 0,0011x^3 - 0,0367x^2 + 0,2265x + 0,1706$	0,5318
Окунь	$y = -0,0733x + 0,7444$	0,7765	$y = -0,236\ln(x) + 0,714$	0,5564	$y = 0,006x^3 - 0,0977x^2 + 0,3845x + 0,2032$	0,9465
Лящ	$y = -0,0567x + 0,5944$	0,7165	$y = -0,182\ln(x) + 0,5702$	0,5108	$y = 0,0051x^3 - 0,0831x^2 + 0,3285x + 0,1444$	0,8984
<b>Стор. №12</b>						
Верховодка	$y = -0,0447x + 0,6678$	0,6871	$y = -0,159\ln(x) + 0,6703$	0,599	$y = 0,0038x^3 - 0,0549x^2 + 0,1746x + 0,4556$	0,8135
Плітка	$y = -0,0543x + 0,7217$	0,5637	$y = -0,194\ln(x) + 0,7256$	0,4944	$y = 0,0072x^3 - 0,1033x^2 + 0,3545x + 0,3306$	0,8185
Краснопірка	$y = -0,063x + 0,7806$	0,6283	$y = -0,224\ln(x) + 0,784$	0,5472	$y = 0,0072x^3 - 0,1056x^2 + 0,3667x + 0,3525$	0,8296
Окунь	$y = -0,0425x + 0,5392$	0,8927	$y = -0,147\ln(x) + 0,5363$	0,7407	$y = 0,002x^3 - 0,0322x^2 + 0,1043x + 0,3707$	0,9499
Карась	$y = -0,0223x + 0,3672$	0,7912	$y = -0,074\ln(x) + 0,3608$	0,5985	$y = 0,0019x^3 - 0,0304x^2 + 0,1133x + 0,2155$	0,947
Лящ	$y = -0,0407x + 0,4733$	0,7575	$y = -0,142\ln(x) + 0,4723$	0,6389	$y = 0,0012x^3 - 0,0203x^2 + 0,0552x + 0,3589$	0,7817
<b>Стор. №13</b>						
Верховодка	$y = -0,0432x + 0,7069$	0,4764	$y = -0,13\ln(x) + 0,6759$	0,2975	$y = 0,0046x^3 - 0,0756x^2 + 0,3173x + 0,2733$	0,6716
Плітка	$y = -0,0223x + 0,5794$	0,2896	$y = -0,055\ln(x) + 0,5456$	0,1198	$y = 0,0027x^3 - 0,049x^2 + 0,2369x + 0,2368$	0,6346
Краснопірка	$y = -0,0422x + 0,6853$	0,4434	$y = -0,134\ln(x) + 0,6652$	0,3094	$y = 0,0037x^3 - 0,0608x^2 + 0,2467x + 0,3391$	0,5642
Окунь	$y = -0,0563x + 0,6628$	0,6721	$y = -0,203\ln(x) + 0,6694$	0,6002	$y = 0,0055x^3 - 0,0787x^2 + 0,2505x + 0,376$	0,8458
Карась	$y = -0,0368x + 0,4019$	0,7457	$y = -0,135\ln(x) + 0,4093$	0,6873	$y = 0,002x^3 - 0,028x^2 + 0,072x + 0,3007$	0,8034
Лящ	$y = -0,0732x + 0,7569$	0,7108	$y = -0,241\ln(x) + 0,7338$	0,5317	$y = -0,0052x^3 - 0,0213x + 0,6$	0,7291
<b>Стор. №14</b>						
Верховодка	$y = -0,06x + 0,78$	0,8036	$y = -0,202\ln(x) + 0,768$	0,6312	$y = 0,0047x^3 - 0,0741x^2 + 0,2717x + 0,407$	0,9345
Плітка	$y = -0,0857x + 0,8483$	0,9274	$y = -0,32\ln(x) + 0,8745$	0,8899	$y = 0,0036x^3 - 0,0481x^2 + 0,0806x + 0,7244$	0,9926
Краснопірка	$y = -0,0805x + 0,8203$	0,8475	$y = -0,284\ln(x) + 0,8211$	0,7253	$y = 0,0059x^3 - 0,0882x^2 + 0,2883x + 0,4388$	0,9562
Окунь	$y = -0,0645x + 0,6803$	0,7266	$y = -0,215\ln(x) + 0,664$	0,5585	$y = 0,0065x^3 - 0,1014x^2 + 0,3811x + 0,1899$	0,9135
Карась	$y = -0,0658x + 0,5681$	0,7788	$y = -0,222\ln(x) + 0,555$	0,612	$y = 0,0036x^3 - 0,0598x^2 + 0,2176x + 0,229$	0,8623
Лящ	$y = -0,0478x + 0,5781$	0,8177	$y = -0,172\ln(x) + 0,5836$	0,7294	$y = 0,0029x^3 - 0,0419x^2 + 0,1166x + 0,42$	0,8984
<b>Стор. №15</b>						
Верховодка	$y = -0,0435x + 0,4764$	0,7321	$y = -0,162\ln(x) + 0,4896$	0,7023	$y = 0,0021x^3 - 0,0279x^2 + 0,054x + 0,4021$	0,7967
Плітка	$y = -0,0525x + 0,5725$	0,737	$y = -0,2\ln(x) + 0,5942$	0,7361	$y = 0,0015x^3 - 0,0172x^2 - 0,0116x + 0,5731$	0,7929

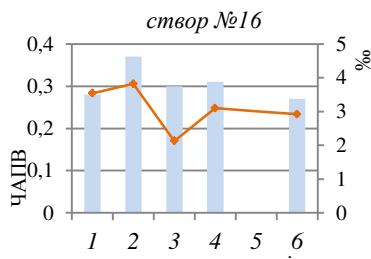
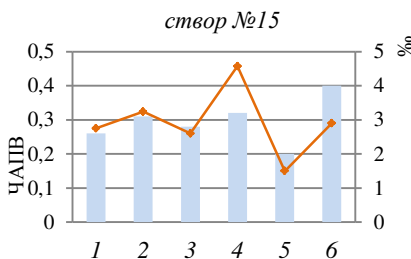
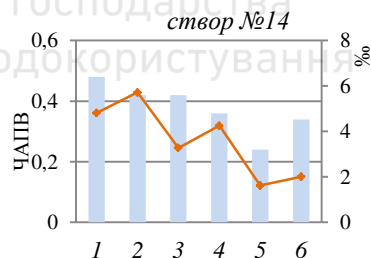
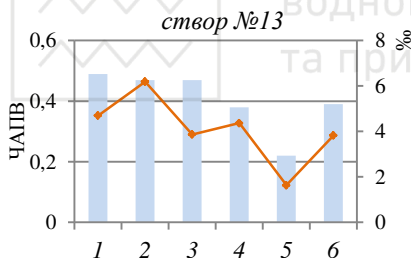
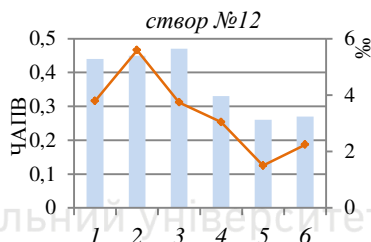
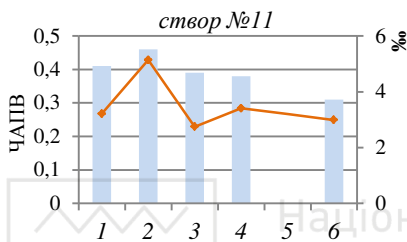
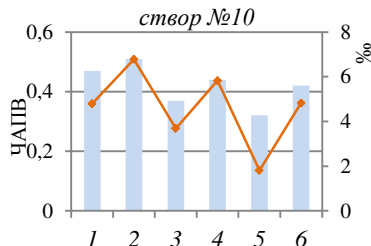
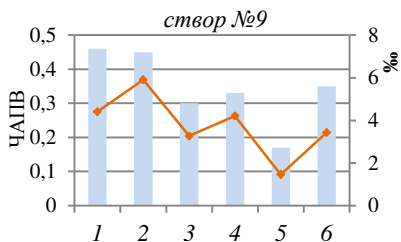
продовження додатка В  
продовження табл. В.1

1	2	3	4	5	6	7
Краснопірка	$y = -0,0415x + 0,4853$	0,7148	$y = -0,154\ln(x) + 0,4969$	0,6793	$y = 0,0027x^3 - 0,0374x^2 + 0,0942x + 0,3734$	0,8195
Окунь	$y = -0,0433x + 0,5333$	0,593	$y = -0,142\ln(x) + 0,5187$	0,4396	$y = 0,0033x^3 - 0,0528x^2 + 0,1999x + 0,2512$	0,6945
Карась	$y = -0,0372x + 0,3847$	0,7127	$y = -0,129\ln(x) + 0,382$	0,59	$y = 0,0009x^3 - 0,0154x^2 + 0,0387x + 0,2906$	0,7322
Лящ	$y = -0,0293x + 0,5478$	0,3706	$y = -0,109\ln(x) + 0,5556$	0,3504	$y = 0,0024x^3 - 0,0322x^2 + 0,0856x + 0,4563$	0,458
<b>Створ №16</b>						
Верховодка	$y = -0,0457x + 0,5083$	0,5464	$y = -0,148\ln(x) + 0,4903$	0,3951	$y = 0,0034x^3 - 0,0555x^2 + 0,2132x + 0,2042$	0,6438
Плітка	$y = -0,056x + 0,6489$	0,6014	$y = -0,196\ln(x) + 0,647$	0,5057	$y = 0,0036x^3 - 0,0542x^2 + 0,1727x + 0,4098$	0,6608
Краснопірка	$y = -0,0402x + 0,5019$	0,3169	$y = -0,133\ln(x) + 0,491$	0,2414	$y = 0,0048x^3 - 0,0724x^2 + 0,2676x + 0,1765$	0,4242
Окунь	$y = -0,0402x + 0,5031$	0,317	$y = -0,126\ln(x) + 0,4818$	0,2159	$y = 0,0063x^3 - 0,0965x^2 + 0,3772x + 0,0522$	0,5062
Лящ	$y = -0,0442x + 0,4875$	0,4417	$y = -0,153\ln(x) + 0,4839$	0,3643	$y = 0,0011x^3 - 0,0192x^2 + 0,0488x + 0,3738$	0,4538



# Порівняння показників морфологічного та цитогенетичного гомеостазу риб у репрезентативних створах річкових гідроекосистем Рівненської області





■ частота асиметричного прояву  
меристичних ознак виду (ЧАПВ)

— частота еритроцитів з  
ядерними порушеннями,  
‰



# Математичні моделі залежності показників гомеостазу риб від екологічних індексів якості поверхневих вод

- |   |   |  |
|---|---|--|
| $I_1$ – блок сольового складу,  | } | Іе – клас<br>якості води<br>за блоками |
| $I_2$ – блок трофо-сапробіологічних показників,                                     |   |  |
| $I_3$ – блок специфічних речовин токсичної дії;                                     |   |  |
| $I_{\text{біо}}$ – група біогенних елементів,                                       | } | Іе – клас<br>якості води<br>за групами |
| $I_{\text{заб}}$ – речовини забруднювачі,   |   |  |
| $I_{\text{п/д}}$ – речовини, що характеризують<br>продукційно-деструкційні процеси; |   |  |

FA – стабільність розвитку риб за рівнями флюктууючої асиметрії парних меристичних ознак;

MN – частота ядерних порушень еритроцитів периферійної крові риб;

(0,35) – коефіцієнти кореляції (r).

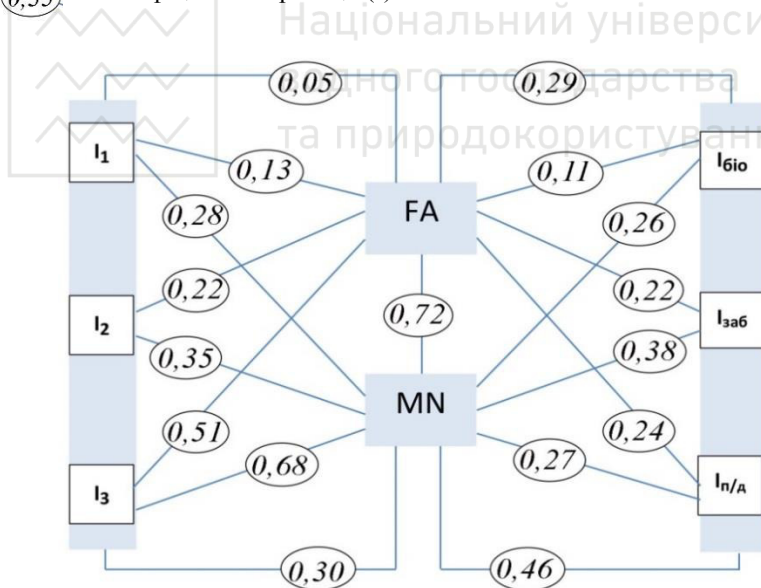


Рис. Е.1. Блок-схема математичного аналізу за показниками верховодки

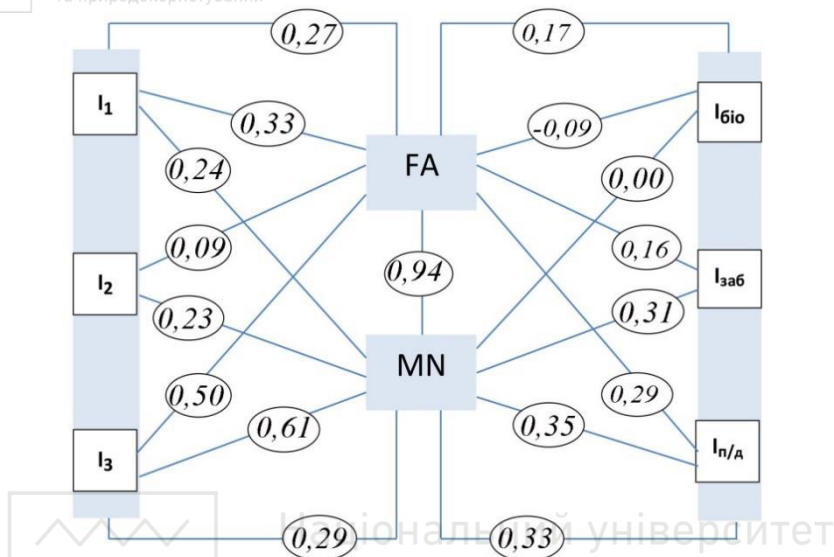


Рис. Е.2. Блок-схема математичного аналізу за показниками плітки

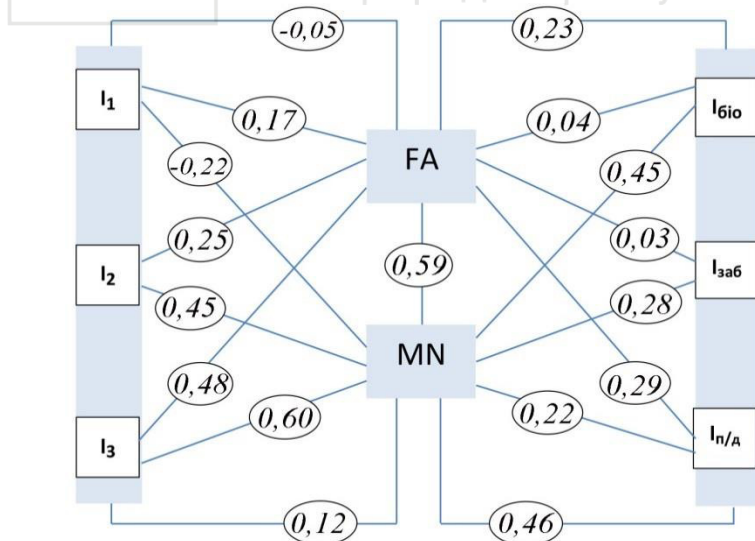


Рис. Е.3. Блок-схема математичного аналізу за показниками краснопірки

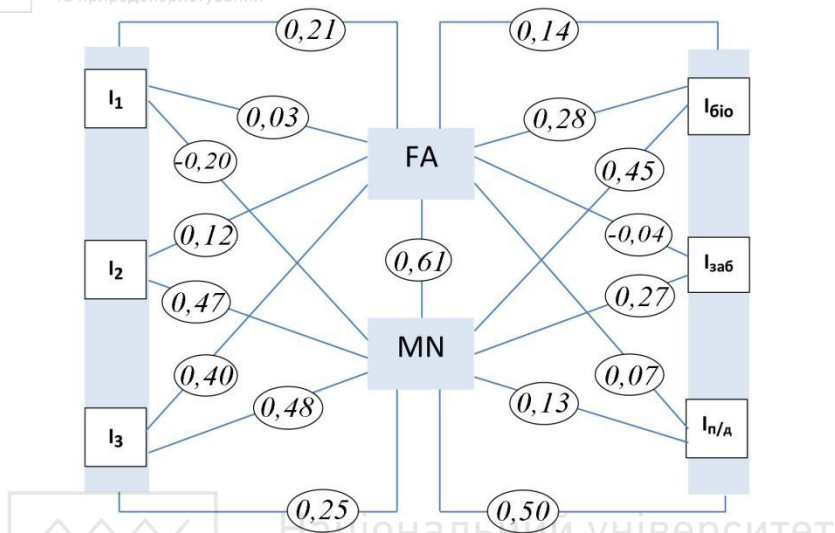


Рис. Е.4. Блок-схема математичного аналізу за показниками окуня

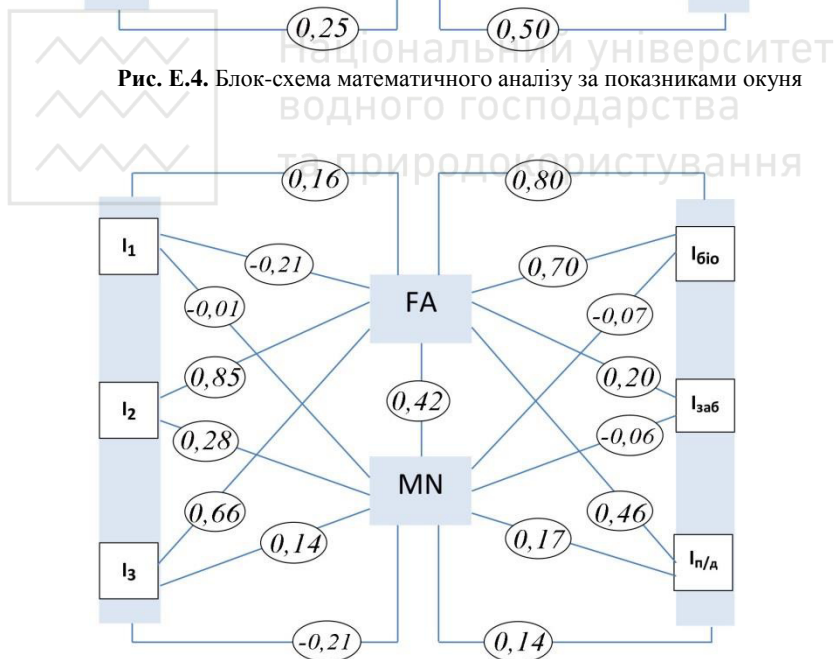


Рис. Е.5. Блок-схема математичного аналізу за показниками карася

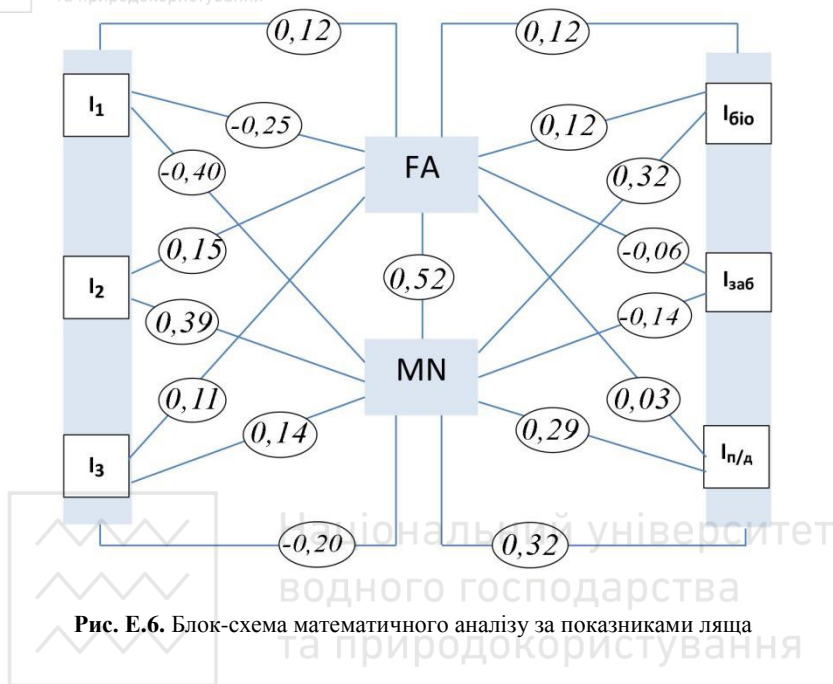


Рис. Е.6. Блок-схема математичного аналізу за показниками яща

## ДОДАТОК Ж

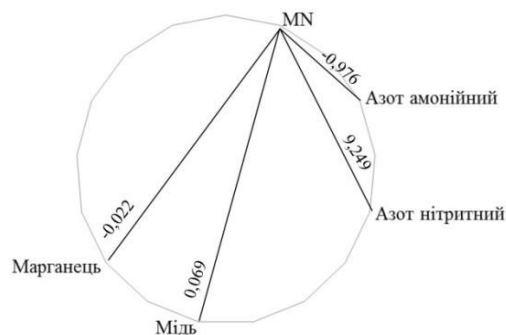
Кореляційні плеяди комплексного впливу гідрохімічних параметрів на рівні флуктуаційної асиметрії (FA) та рівні ядерних порушень (MN) різних видів риб



$G=12$   
 $r=0,99$   
 $F=14,52$   
 $p<0,046$   
 $B=-1,624$



$G=10$   
 $r=0,99$   
 $F=33,55$   
 $p<0,002$   
 $B=-0,134$

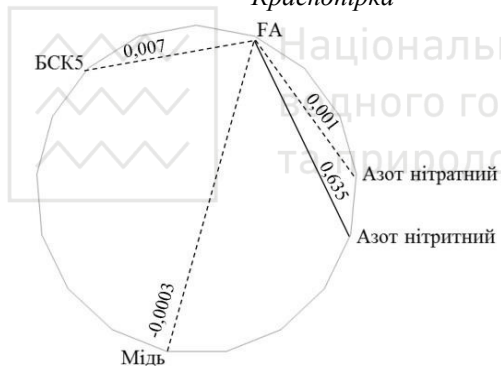


$G=4$   
 $r=0,85$   
 $F=6,34$   
 $p<0,008$   
 $B=-2,602$



$G=13$   
 $r=0,99$   
 $F=416,32$   
 $p<0,003$   
 $B=-88,896$

## Краснопірка



G=4

 $r=0,77$ 

F=3,74

 $p<0,004$ 

B=0,271

продовження додатка Ж

## Окунь



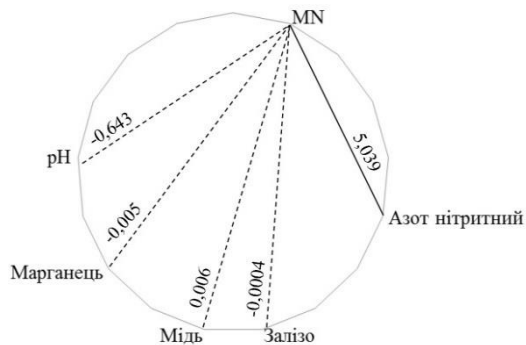
G=2

 $r=0,75$ 

F=7,81

 $p<0,006$ 

B=0,35



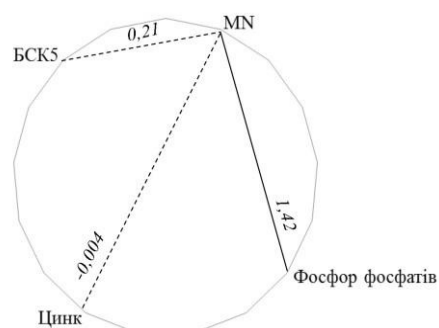
G=5

 $r=0,79$ 

F=3,48

 $p<0,004$ 

B=7,7



G=3

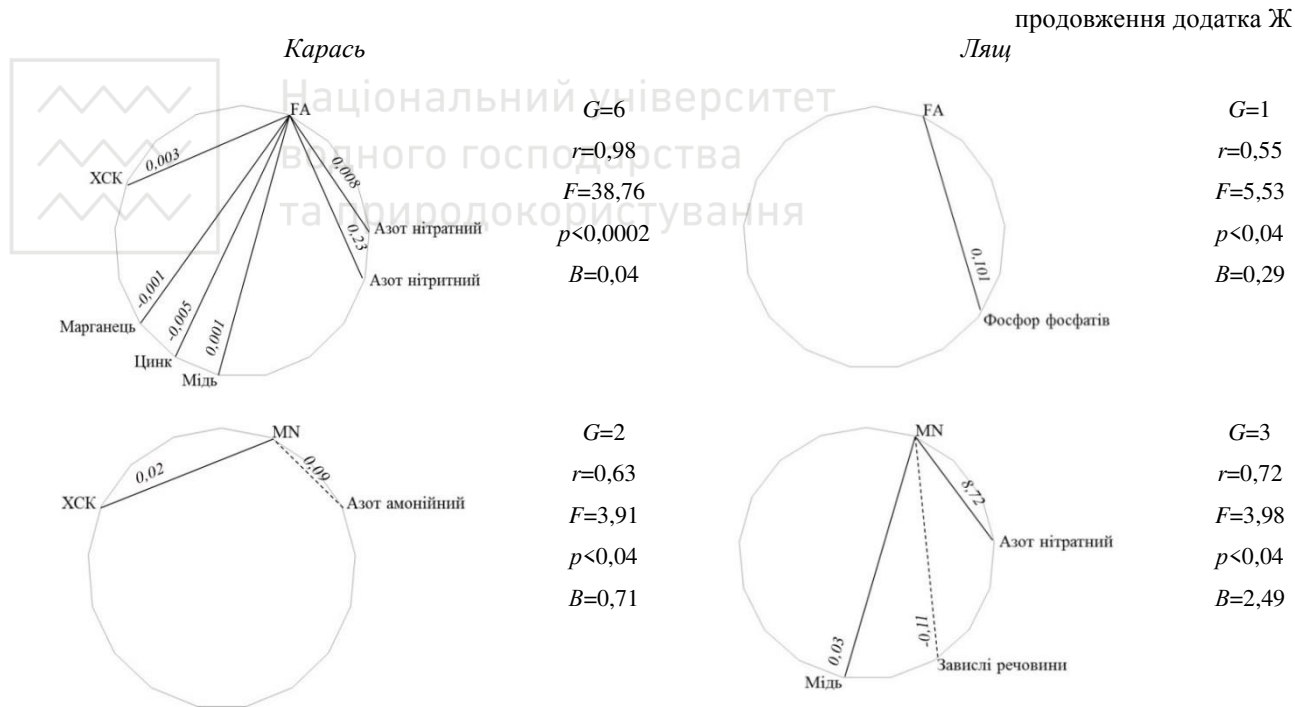
 $r=0,71$ 

F=3,81

 $p<0,04$ 

B=2,86





$G$  – потужність плеяди (кількість членів плеяди);  $r$  – загальний кореляційний коефіцієнт плеяди;  $F$  – значення критерію Фішера для плеяди;  
 $p$  – статистична значущість плеяди;  $B$  – вільний член регресії;  $b$  – регресійний коефіцієнт окремого члену плеяди;  
 ——— коефіцієнти регресії із довірчим рівнем  $p \leq 0,05$ ;    - - - - - коефіцієнти регресії із довірчим рівнем  $p > 0,05$ .